



**AVALIAÇÃO DE RISCOS AMBIENTAIS NA DELIMITAÇÃO DE
ÁREAS POTENCIAIS PARA CORREDORES ECOLÓGICOS NA
SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS ALMAS (GOIÁS)**

HERMÉS OLIVEIRA DOS ANJOS

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**AVALIAÇÃO DE RISCOS AMBIENTAIS NA DELIMITAÇÃO DE
ÁREAS POTENCIAIS PARA CORREDORES ECOLÓGICOS NA
SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS ALMAS (GOIÁS)**

HERMÉS OLIVEIRA DOS ANJOS

ORIENTADOR: JOSÉ IMAÑA ENCINAS

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

PUBLICAÇÃO: PPGEFL.TD-05/2008

BRASÍLIA/DF: AGOSTO - 2008

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**AVALIAÇÃO DE RISCOS AMBIENTAIS NA DELIMITAÇÃO DE ÁREAS
POTENCIAIS PARA CORREDORES ECOLÓGICOS NA SUB-BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO DAS ALMAS (GOIÁS)**

HERMÉS OLIVEIRA DOS ANJOS

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS
PUBLICAÇÃO: PPGEFL.TD-05/2008
BRASÍLIA/DF: AGOSTO, 2008**

APROVADA POR:

**Prof. Dr. JOSÉ IMAÑA ENCINAS, UNB-DF
(ORIENTADOR)**

**Prof. Dr. GUSTAVO MACEDO DE MELLO BATISTA, UCG - DF
(EXAMINADOR EXTERNO)**

**Prof. Dr. OSMAR ABÍLIO DE CARVALHO JÚNIOR, UNB-DF
(EXAMINADOR EXTERNO)**

**Prof. Dr. RODRIGO STUDART CORRÊA, UNB-DF
(EXAMINADOR INTERNO)**

**Prof. Dr. JOSÉ ANTÔNIO ALEIXO DA SILVA, UFRPE-PE
(EXAMINADOR EXTERNO)**

**PROF. Dra. ALBA VALÉRIA RESENDE, UnB-DF
(SUPLENTE)**

FICHA CATALOGRÁFICA

ANJOS, HERMÉS OLIVEIRA DOS

Avaliação de riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas (Goiás). 2008.

139 p., 297 mm (EFL/FT/UnB), Doutor, Engenharia Florestal, 2008)

Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Florestal

1. Geoprocessamento

2. Áreas de fluxo gênico

3. Áreas de Preservação

4. Planejamento Regional

5. Município de Pirenópolis

6. Gestão Ambiental

I. EFL/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ANJOS, H. O. DOS. Avaliação de riscos Ambientais na Delimitação de Áreas Potenciais para Corredores Ecológicos na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio das Almas (Goiás). Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Florestal. Universidade de Brasília, DF 2008. 139 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Hermés Oliveira dos Anjos

TÍTULO: Avaliação de riscos Ambientais na Delimitação de Áreas Potenciais para Corredores Ecológicos na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio das Almas (Goiás):

GRAU: Doutor ANO: 2008

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta Tese de Doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta Tese de Doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do mesmo.

Hermés Oliveira dos Anjos

Rua 101. n. 387, Edifício Colúmbia Center, Sala 105, Qd. F. 17 Lt. 43-E. Setor Sul

CEP 74080-150 – Goiânia / GO – Brasil

hermesbrasil@uol.com.br

Dedico,

A Deus, pela proteção, consolo, presença, saúde e perseverança a mim concedidos. Aos meus pais, Sr. Mário e Dra. Ivane, pelo sacrifício de uma vida inteira dedicada à minha educação e de meus irmãos. Aos moradores de Pirenópolis-GO, a quem espero beneficiar com este trabalho.

Agradeço,

Ao Mestre Paramahansa Hariharananda,
por sua elevada estatura espiritual e
exemplo de grandeza universal que todos
podem alcançar, único direito de
nascimento dado ao homem.

Homenagem Póstuma,

Ao meu Pai, Mario dos Anjos, que nos ensinou a ter firmeza de caráter, coragem e lealdade; tesouros perpétuos, vistos juntos em poucos homens na Terra.

A grande amiga e Mestra, Profa. Laís Aderne, que muito me ensinou sobre o sentido das palavras *inclusão social* e *desenvolvimento sustentado*.

AGRADECIMENTOS

- Agradeço, em primeiro lugar, a Deus por ter sempre me concedido saúde, fé e criatividade para superar os momentos difíceis. A meus pais, irmãos e amigos pelas lições de vida, incentivo e compreensão, mesmo quando os deveres da vida acadêmica me forçavam a me ausentar do lar e de sua convivência.
- Ao meu Programa de Pós-graduação pelo auxílio e boa-vontade a mim destinados, sempre foi necessário. Além disso, pela compreensão das dificuldades inerentes à condução de um programa de pós-graduação.
- Ao professor Prof. Dr. José Imaña Encinas, por aceitar a difícil missão de me orientar na elaboração desta tese. A todos os meus ex-professores, desde aqueles do primário até os do mestrado e doutorado que, além das lições acadêmicas, também me ensinaram lições de vida.
- À Comissão Examinadora pelo convite aceito e contribuição neste trabalho.
- A professora Laís Aderne pela liderança alegre, amizade sincera e apoio em momentos difíceis, e a todo seu grupo. Um abraço muito especial à amiga Terezinha.
- A todos os servidores da Universidade de Brasília pelas preciosas contribuições e pelo incentivo. Um abraço muito especial à amiga Rosina. A todos os servidores do Governo do Estado de Goiás, IBAMA e EMBRAPA. Um grande abraço ao amigo Estevão.
- Àqueles que não mediram esforços para que este trabalho não se tornasse óbvio. Àqueles que tiveram paciência para escutar meus desabafos e apontaram caminhos consistentes para o sucesso desta tese. Àqueles que, muitas vezes involuntariamente, acabaram contribuindo com este trabalho. E ao Marcos, pelo seu grande apoio em geoprocessamento.
- Aos amigos Fernando e D. Aparecida, líderes junto ao Centro Espírita Menino Jesus.
- Àqueles que abriram mão da minha presença em momentos importantes e decisivos – generosidade sem a qual este trabalho não teria alcançado êxito.
- Finalmente, agradeço aos demais alunos e colegas do Curso de Doutorado em Engenharia Florestal pela colaboração e amizade, nos trabalhos de campo e salas de aulas.

RESUMO

O objetivo principal deste trabalho é ajustar uma metodologia, baseada em pesos, considerando a influência das áreas de risco à ecologia da paisagem, na Bacia Hidrográfica do Rio das Almas, situada na área central do Estado de Goiás, Brasil (49°21'00"W e 15°49'00"S; 48°78'00"W e 16°16'00"S). O primeiro passo foi a geração do mapa de diagnóstico de riscos para analisar o melhor caminho para interconexão, conforme a topografia, recursos hídricos, geologia, geomorfologia, solos, formas de uso do solo e a legislação brasileira de proteção florestal. O segundo e último passo consiste em uma análise prospectiva para prever o potencial dos rios, como também a geomorfologia e áreas de vegetação para conexão, utilizando o mapa de diagnóstico de riscos na análise, a fim de definir o melhor caminho para passagem dos corredores. Os resultados mostram três rotas potenciais, representando 2.78% de toda a área da sub-bacia, em 868.708 ha de terras. Desses, apenas 34% da área, 298.042 ha, precisarão ser revegetados; o restante do percurso dá-se em áreas potenciais de vegetação nativa preservada.

Palavras-chave: Geoprocessamento, Áreas de preservação, Município de Pirenópolis, Áreas de fluxo gênico, Planejamento Regional, Gestão Ambiental.

ABSTRACT

Abstract. The aim goal of this work was to adjust a methodology based on weights to indicate the best route for ecological corridors considering the influence of risk areas to the landscape ecology in the Rio das Almas basin, located in the central area of the State of Goiás, Brazil (49°12'00" W e 15°75'00"S; 48°82'00"W e 15°94'00"S). The first step was to generate a *riscs diagnostic map* to analyze the best pathway to interconnection in accordance with topography, water resources, soils, land use forms and Brazilian forest protection law. The second step consisted of a prospective analysis to preview the river potential as well as the slopiness and vegetation areas, using the *riscs diagnostic map* in the analysis to define the *map of potential areas* with the best pathway for passage of the corridors. Results show three potential routes, representing 2.78% of the whole area in the sub-basin, in 868.708 ha of lands. Of these, only 34%, about 298.042 ha, will need to be recovered with woodlands. The remaining of the course occurs in potential areas of preserved native vegetation.

Keywords: Geoprocessing, Preservation areas, Pirenópolis district, areas of gene flow, regional planning, environmental management.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Pesos atribuídos a planos de informações e notas das suas respectivas classes de legenda para obtenção do mapa final de áreas potenciais para corredores ecológicos..... **62**

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Termos descritivos de corredores [Forman e Godron (1986) e Forman (1995)]. **12**

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Corredores ecológicos sob gestão biorregional.....	04
Figura 2: Localização da área de estudo	44
Figura 3: Imagem da área de estudo: sub-bacia do Rio das Almas.....	45
Figura 4: Área de estudo: Otto Bacia Hidrográfica Nível 4.	51
Figura 5: Fluxograma das atividades	54
Figura 6: Mapa de usos do solo na sub-bacia do Rio das Almas (GO).....	66
Figura 7: Mapa de declividade da sub-bacia do Rio das Almas (GO).	72
Figura 8: Mapa de usos de áreas de preservação permanente em cursos d'água na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	76
Figura 9: Mapa de áreas de preservação permanente (APP) na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	79
Figura 10: Mapa de proximidade a estradas não pavimentadas na sub-bacia do Rio das Almas (GO).....	82
Figura 11: Mapa de proximidade a estradas pavimentadas na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	83
Figura 12: Mapa de proximidade a estradas na sub-bacia do Rio das Almas (GO).....	84
Figura 13: Mapa de potencial a expansão urbana na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	85
Figura 14: Mapa de proximidade hidrográfica para corredores ecológicos na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	88
Figura 15: Mapa de status das APP na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	91
Figura 16: Mapa de unidades de conservação na sub-bacia do Rio das Almas (GO).....	95
Figura 17: Mapa de status das UC na sub-bacia do Rio das Almas (GO).....	98
Figura 18: Mapa de risco estimado para as unidades de conservação na sub-bacia do Rio das Almas (GO).....	101
Figura 19: Mapa de risco estimado para APP na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	104
Figura 20: Mapa de riscos estimado para a vegetação nativa na sub-bacia do Rio das Almas (GO).	107
Figura 21: Mapa de diagnóstico de riscos das áreas preservadas da sub-bacia do Rio das Almas (GO).	110
Figura 22: Mapa das áreas potenciais para corredores ecológicos.....	113

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMEMCLATURA E ABREVIACÕES

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APA – Área de Proteção Ambiental
CAPES – Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Ministério da Educação.
CBERS-2 – China and Brasil Earth Resources Satélite
CI – Conservation International
CMMAD – Comissão Brundtland, Nações Unidas.
CNUMAD – Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO – Foods and Agriculture Organization
GO – Goiás
GPS – Global Positioning System
IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
Km – Quilômetro
Km² – Quilômetro Quadrado
m – Metro
m² – Metro Quadrado
MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia
MINC – Ministério da Cultura
MMA – Ministério do Meio Ambiente
MNT – Modelo Numérico do Terreno
NBR – Norma Brasileira
NMA – Núcleo de Monitoramento Ambiental por satélite da EMBRAPA
PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
RPPNS – Reservas Particulares do Patrimônio Natural
SIEG-GO – Sistema Integrado de Estatística e Geografia de Goiás
SIUC – Sistema Integrado de Unidades de Conservação
SNUC – Sistema Nacional de Unidade de Conservação
SRTM – Spatial Radar Tematic Mapper
UC – Unidade(s) de Conservação
UICN – União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais
UNESCO – Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura
USDE – United States Department of Energy
WBSCD – The World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) is
WWF – World Wild Fund

1 - INTRODUÇÃO	1
1.1 - A definição do problema	3
1.2 - Importância do trabalho	7
1.3 - Objetivos da tese	8
1.3.1. Objetivo Geral:	8
1.3.2. Objetivos Específicos:	8
2 - REVISÃO DE LITERATURA.....	9
2.1 - Corredores Ecológicos e sua base conceitual.....	9
2.1.1 - O que é uma paisagem?	9
2.1.2 - Corredores: conceito e funções.....	10
2.1.3 - Fragmentação de hábitat.....	15
2.1.4 - A matriz: ela importa?	18
2.1.5 - Escalas de conservação.....	22
2.1.6 - Importância do SIG para a ecologia da paisagem.....	26
2.1.6.1. - Ottobacias hidrográficas: método de codificação de bacias	30
2.1.7 - A importância dos modelos da paisagem	32
2.1.8 - A metodologia de corredores ecológicos do IBAMA: considerações para seu aperfeiçoamento.....	35
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	42
3.1 - Material e métodos.....	42
3.1.1 - Área de estudo.....	42
3.1.2 - Solos e clima.....	46
3.1.3 - Coleta de informações preexistentes	46
3.2 - Interpretação de imagens de sensoriamento remoto	47
3.2.1 - Realização do trabalho de campo.....	48
3.3 - Elaboração dos documentos cartográficos	48
3.3.1 - Elaboração dos documentos cartográficos básicos	49
3.3.1.1 - Carta imagem da área de estudo.....	49
3.3.1.2 - Mapa de microbacias hidrográficas.....	49

3.4. - Mapas básicos.....	50
3.4.1 - Carta de declividades.....	52
3.4.2 - Mapa de cobertura ou usos do solo.....	55
3.4.3 - Mapa de vegetação.....	55
3.4.4 - Mapa de hidrografia.....	55
3.4.5 - Mapas de proximidades a estradas.....	56
3.4.6 - Mapa de proximidade a centros urbanos.....	56
3.4.7 - Mapa de proximidade hidrográfica.....	57
3.5 - Mapas derivados.....	57
3.5.1 - Áreas de preservação permanente (APP).....	58
3.5.2 - Mapa de unidades de conservação.....	58
3.5.3 - Mapa de potencial a expansão urbana.....	58
3.5.4 - Mapa de avaliação do status das APPs.....	59
3.5.5 - Mapa de avaliação do status das UC.....	59
3.5.6 - Mapa de risco estimado as APPs.....	60
3.5.7 - Mapa de risco estimado para as UC.....	60
3.5.8 - Mapa de risco estimado para a vegetação nativa.....	60
3.5.9 - Mapa de diagnóstico de riscos estimado para as áreas preservadas.....	61
3.5.10 - Mapa de áreas potenciais para corredores ecológicos.....	61
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
4.1 - Análise do uso do solo.....	65
4.2 - Análise da vegetação.....	67
4.3 - Análise da declividade.....	69
4.4 - Análise de APP em cursos d'água.....	73
4.5 - Análise das áreas de preservação permanente (APP).....	77
4.6 - Análise do potencial de expansão urbana.....	80
4.7 - Análise da proximidade hidrográfica.....	86
4.8 - Análise do status das APP.....	89
4.9 - Análise das áreas proposta para unidades de conservação.....	92
4.10 - Análise do status das unidades de conservação.....	96
4.11 - Análise de risco estimado para unidades de conservação.....	99
4.12 - Análise de risco estimado para as áreas de preservação permanente.....	102
4.13 - Análise de risco estimado à vegetação nativa.....	105

4.14 - Diagnóstico de risco nas áreas preservadas.....	108
4.15 - Áreas potenciais para corredores ecológicos.....	111
5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	114
5.1 - Conclusões.....	114
5.2 - Recomendações	116
6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	118

1 - INTRODUÇÃO

No que concerne às questões ambientais, os dias atuais serão vistos no futuro como a época dos esforços pela sustentabilidade global, assim como pela preservação da biodiversidade, uma vez que os recursos naturais, que outrora pareciam ilimitados, são finitos e vulneráveis às diversas atividades humanas. No futuro, devido à sua posição de maior representante da biodiversidade planetária, o Brasil será julgado pelos esforços empreendidos para consolidar uma nova maneira de promover o desenvolvimento, que inclua valores essenciais à vida oferecida pelos ecossistemas, (ACOT, 1990; CHACE e WALSH, 2006).

Historicamente, a maior parte da poluição ambiental e da degradação foi causada pelos países desenvolvidos. Os EUA ainda não ratificaram o tratado de Kyoto. Um país com 4% da população mundial, responsável por 20 % de todas as emissões globais de CO₂, precisa rever seus processos industriais. A China com 15% de emissões e a União Européia com 14% não podem ser esquecidas. O restante (25,2 %) está distribuído entre 07 nações, notadamente, em maior número, de países do primeiro mundo; são eles: Rússia (6%), Índia (5,6%), Japão (4%), Alemanha (3%), Brasil (2,5%), Canadá (2,1%) e Inglaterra (2%) (WRI, 2005; MCT, 2007).

Em relação às condições atuais das florestas no mundo e sua degradação, a questão continua exatamente a mesma. A Europa, não inclusa a Rússia, detinha mais de 7% das florestas do planeta e hoje tem apenas 0,3%. *“Não se pode ignorar que 99,7% das florestas primárias européias foram substituídas por cidades, cultivos e plantações comerciais”* (MIRANDA, 2007). A África possuía quase 11% e agora tem 7,8%. A Ásia já deteve cerca de um quarto das florestas mundiais, 23,6%, agora possui 5,6% e a América Central atualmente detêm apenas 9,7%. A América do Norte conserva 34% de suas florestas primárias e os EUA, especificamente, apenas 11, 39% dessa vegetação (MIRANDA, 2007; MONGABAY, 2007).

Portanto, apesar dos graves erros cometidos neste século contra seu capital natural, *“o Brasil com invejáveis 69,4% de suas florestas primitivas preservadas, tem grande autoridade para tratar desse tema ante as críticas dos campeões do desmatamento mundial”* (MIRANDA, 2007). Isto não quer dizer que o atual tratamento dado pelo governo brasileiro às suas florestas primárias, especialmente a Amazônica, não seja impróprio e não necessite de solução imediata (GREENPEACE, 2007).

É urgente reordenar a paisagem e preservar nossos biomas. A paisagem do Cerrado compõe um dos 25 *hotspots* do mundo, com apenas 41% de sua área original preservada. Grande parte dessa vegetação está fragmentada e ameaçada por pressões em favor de práticas agrícolas (com destaque ao cultivo de pasto), desprezada em favor do lucro imediato e fácil. Sua flora é considerada a mais rica dentre as savanas do mundo, especialmente considerando as espécies lenhosas. Com cerca de 60 a 90 espécies por hectare e sua alta biodiversidade, estimada em 5% do planeta, seu valor é muito elevado se comparados à riqueza de árvores e arbustos de outras savanas tropicais como Suriname, com aproximadamente 15 espécies e os Llanos da Venezuela com 43 espécies (ALHO e MARTINS, 1995; GARCIA, 1995; RATTER *et al.*, 1996; BARBOSA, 2000; MYERS *et al.*, 2000).

Diante da preocupação em relação às condições ambientais e da ameaça de agravamento de impactos negativos na sub-bacia do Rio das Almas, este trabalho propõe um estudo da paisagem, com ajuste da proposta metodológica de Xavier da Silva (1993), para geração do mapa de áreas potenciais para corredores ecológicos em áreas de Cerrado. O mapa será construído a partir de mapas de avaliações das condições atuais e dos riscos a que está submetida a região, que irão fornecer subsídios ao planejamento de sua ocupação, contribuindo para transformar significativamente a qualidade de vida e do meio ambiente em seu entorno.

Ao definir a matriz ambiental da região em análise, de acordo com o princípio da Ecologia da Paisagem, viabilizam-se conexões diversas entre diferentes tipologias - fragmentos - através de corredores ecológicos, definidos sob critérios biológicos e físicos, adequados ao manejo da fauna e fitossociologia do Cerrado. As técnicas utilizadas constarão de processamento digital de imagens multiespectrais de satélite e a integração dos dados em um Sistema de Informações Geográficas (FORMAN e GODRON, 1986; NUNES *et al.*, 2005).

A implantação de políticas de conservação dessas áreas depende do estudo e do zoneamento como formas de subsidiar o manejo, a gestão e o monitoramento. Busca-se, assim, atender às exigências de planejamento e gestão de recursos naturais no Estado de Goiás como instrumento adequado de gerenciamento ambiental, definindo as possíveis áreas de trânsito ecológico de flora e fauna, sob o contexto da Ecologia da Paisagem (Arruda, 1999; Encinas, 2004).

1.1 - A Definição do Problema

A atual condição de isolamento das áreas protegidas no mundo tem levado a um cenário de ilhas de biodiversidade cercadas por uma matriz agrícola ou urbana. Os esforços empreendidos para reverter esta tendência dependem da expansão das escalas geográficas dos programas de conservação, “*incorporando ecossistemas inteiros de forma integrada às pessoas e instituições que lá vivem e trabalham*”. Além do que, as ações complementares devem incorporar o uso de escalas maiores (regional e local) ajustadas aos programas e ações definidos por aquelas ações implantadas sob pequenas escalas (MILLER, 1997; VALLADARES-PADUA *et al.*, 2004; PATIL *et al.*, 2004).

Existem diversas iniciativas de corredores ecológicos no Brasil; por exemplo, o Corredor Central da Mata Atlântica, o Corredor Central da Amazônia, ambos implantados pelo Projeto de corredores ecológicos do MMA e PPG-7; o Corredor do Amapá, sob iniciativa do Governo do Amapá e Conservação Internacional; o Corredor Emas-Taquari, no Cerrado criado pela Conservação Internacional e parceiros locais; o corredor da Serra do Mar implantado pelo Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos; o Corredor do Nordeste, criado pelo centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (CEPAN) e pela conservação Internacional; além dos corredores já conhecidos, criados pelo IBAMA (Figura 1).

No Brasil, essas ações surgiram a partir dos anos 80 do último século, quando se adotou o conceito de conservação da natureza baseado na ampliação da escala de conservação da biodiversidade. Começaram a ser constituídas ações que iam além da conservação de espécies e áreas protegidas isoladas, considerando a escala de conservação de ecossistemas, ecorregiões e biomas. Nasceram os primeiros encontros e seminários oficiais e também as primeiras ações objetivas, contextualizando ações e planejamento, inseridos em um sistema de Gestão Biorregional. Atualmente “*esta é a melhor estratégia para conservar e proteger as unidades de conservação e áreas protegidas bem como o seu entorno, envolvendo todos os atores sociais relevantes à conservação da biodiversidade*” (IBAMA, 2001; MMA/IBAMA, 2002).

A ECO-92 discutiu e aceitou esta linha de abordagem da conservação em todas as escalas necessárias. A Agenda 21 (1996), nos capítulos 10, 12, 13 e 17, analisa atentamente a abordagem da conservação de ecossistemas por inteiro. Em seu capítulo 15, que trata da biodiversidade, reforça a importância da visão sistêmica de gestão biorregional, assim como

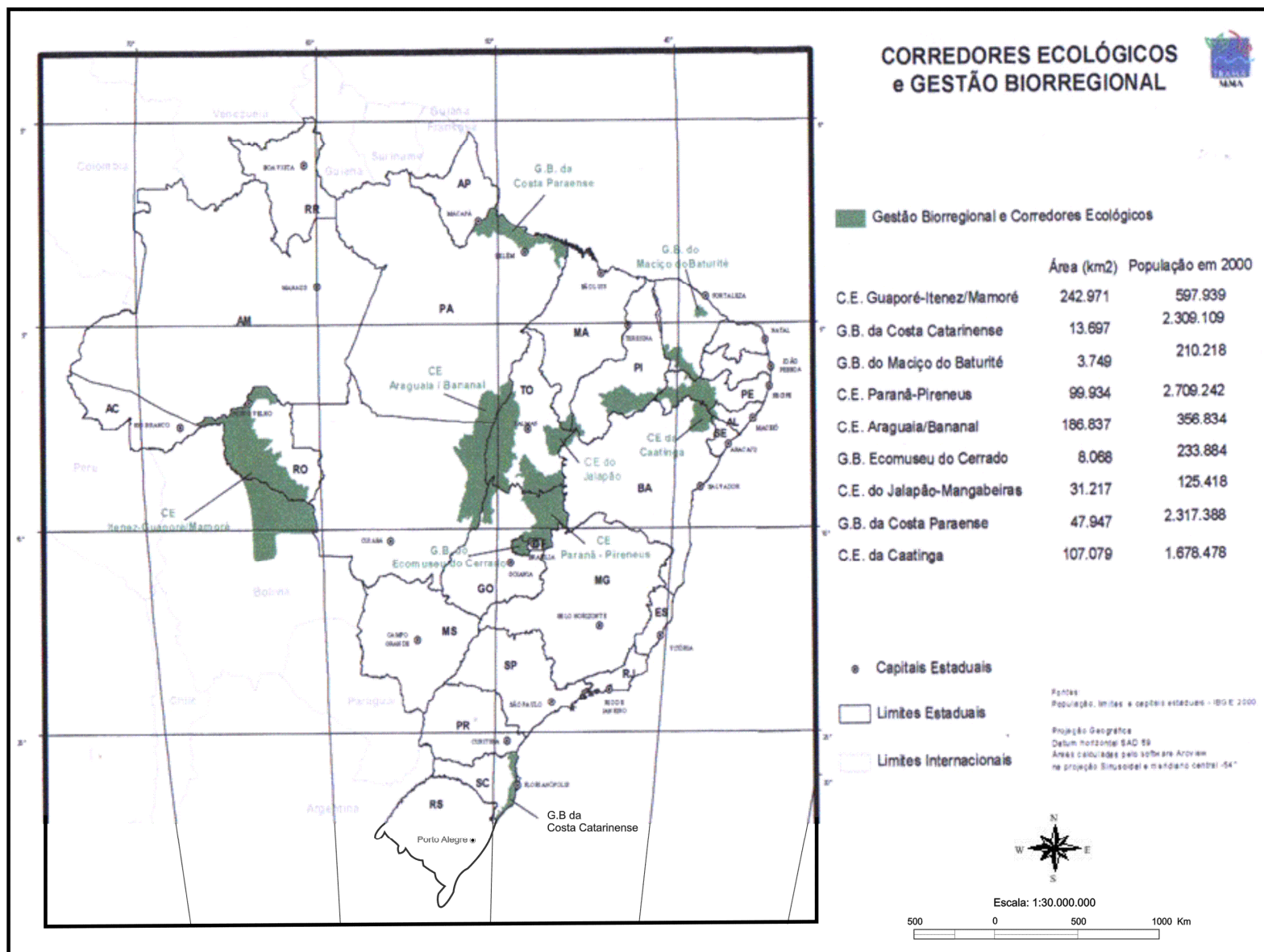


Figura 1: Corredores Ecológicos sob Gestão Biorregional

lembrou a Convenção da Biodiversidade quando aprofundou a abordagem da gestão integrada dos ecossistemas (AHERN, 1995; CNUMAD, 1995; AGENDA 21, 1996).

Desde então, novos direcionamentos nas linhas de pesquisa foram implantados, para aperfeiçoar o modo de avaliação e definição de áreas protegidas. Para isso, busca-se fornecer informações e sínteses de dados relevantes ao planejamento e à formulação de políticas sócio-econômicas e ambientais integradas e coerentes. Procura-se estabelecer bases para a mensuração adequada dos impactos de fenômenos naturais e das atividades humanas sobre o meio ambiente e sobre as condições de vida do homem; *“incluindo aí a influência dos locais de residência e de trabalho, bem como outros aspectos da fixação do homem no espaço e do desenvolvimento de suas atividades”* (MUELLER, 1992; AB’SABER, 1987).

A dificuldade para implantar a estratégia de conservação baseada em escalas menores resultou em limitações de ordem prática, relativas àquelas amostras parciais e de difícil execução devido ao seu isolamento, especialmente nos países tropicais, que não garantiam a variedade e variabilidade genética das espécies. Esse método de conservação, baseado em reservas isoladas, acabou provocando a diminuição do fluxo gênico entre populações de certas espécies, causando, a médio e longo prazo, *“o aparecimento de genes deletérios e, por conseqüência, uma possível extinção local”*. Era preciso aperfeiçoá-lo. Nesse contexto, o IBAMA começou a trabalhar no sentido de criar Corredores Ecológicos (ARRUDA, 1999; AGENDA 21, 1996).

Portanto, uma das principais preocupações para o êxito dessas medidas está na espacialização dos impactos negativos do crescimento demográfico desordenado; impactos, por sua vez, agravados pela ausência de planos de desenvolvimento e ordenamento territorial efetivos dos municípios. A degradação de ecossistemas essenciais à manutenção da qualidade de vida de regiões metropolitanas, pelo seu valor estratégico, leva ao descrédito o modelo de desenvolvimento econômico atual e o desgaste dos solos já utilizados aumenta a perspectiva de que novas áreas urbanas sejam vítimas de um processo não racionalizado de produção agrícola-industrial e/ou agropecuária em seu entorno, sem planejamento, ameaçando seu equilíbrio local, social e natural (ARAÚJO, 1994; AHERN, 1995).

O processo de criação e gestão de áreas de corredores ecológicos tem como ponto de partida a estruturação de uma base digital de dados numéricos e cartográficos e a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e Sistema de Informações Geográficas (SIG), que são propostas estratégicas de manejo e planejamento dos recursos naturais. Busca-se realizar

estudos sobre a eficácia da utilização de áreas de flora nativa e recursos hídricos, a fim de aproveitar os espaços para o trânsito da fauna e desenvolvimento fitogeográfico, tendo como referência a qualidade de vida da sociedade em seu entorno (BITTENCOURT e PIVELLO, 1998; VICENS, 2001; CORDEIRO, 2003).

As técnicas de análise espacial introduzidas com o geoprocessamento podem facilitar sobremaneira essa tarefa, permitindo a integração de um grande número de variáveis e a espacialização dos resultados. Reduz-se a subjetividade nos procedimentos de análise, permitindo a quantificação e a previsão de áreas sujeitas à desagregação, especialmente aquelas de texturas finas, vulneráveis à consistência, percolação e erosão, possíveis de serem mapeadas. Não se trata apenas de recompor a paisagem, uma vez que as práticas antrópicas agem sinergicamente, provocando inúmeros impactos ambientais, como, por exemplo, a redução da capacidade de água no solo (perda da recarga, desmatamento) e fragmentação de ecossistemas a níveis insustentáveis, conduzindo à irreversibilidade do funcionamento do sistema ambiental (manchas) em seu todo (BRANDT, 1995; CLARK e SLUSHER, 2000).

Por esta razão, o ponto chave para o gerenciamento ambiental é fornecer o grau de conhecimento (detalhamento) das unidades de manejo num dado território, nesse caso aquelas áreas apropriadas para conservação ambiental, que possibilitam usos e ações as mais diversas em função de suas características próprias. São unidades homogêneas em seu clima, solos, geomorfologia, uso da terra etc. *“Pela definição de suas potencialidades de utilização para diferentes finalidades, não necessariamente econômicas”* (XAVIER-DA-SILVA, 1995; MARTINS *et al*, 1998).

Em síntese, quanto mais cedo for considerado o conhecimento da natureza dos impactos de ações humanas sobre o meio ambiente, reconhecendo os ecossistemas em várias escalas, mais fácil será a canalização do desenvolvimento na direção consoante com a proteção ambiental, uma vez que os ecossistemas não são fechados em si mesmos, mas, ao contrário, existem uns dentro do outro. Interferências sobre um ecossistema podem afetar o funcionamento de sistemas vizinhos. A inserção de técnicas de geoprocessamento no contexto da análise ambiental permite resultados eficazes nessa abordagem, por meio de execução de análises espaciais, temporais e prognoses orientadas para finalidades bem definidas, permitindo desta forma, melhorias efetivas no status ambiental (ODUM, 1968; BAILEY, 1996).

1.2 - Importância do trabalho

Deve-se observar a natureza e as características intrínsecas da ação antrópica, com seus conflitos potenciais, permitindo que o desenvolvimento sócio-econômico, de um modo geral, possa reconhecer as potencialidades ambientais existentes em um território (capital natural) e respeitá-las. Para isso, é necessário criar e/ou adaptar um conjunto de técnicas para modernização dos instrumentos de planejamento urbano e rural, considerando a variável ambiental no processo de tomada de decisão (BOURROUGH, 1989; SAUSEN, 2004).

A incorporação de tecnologias da geoinformação, nas diversas atividades de planejamento, implica na ampliação das etapas de determinação de necessidades de novos fatores na tomada de decisão, no melhor controle na obtenção e na exploração dos recursos naturais, assim como na otimização da elaboração de medidas de apoio ou de sugestões aos projetos. Inclui ainda a orientação quanto ao uso, operação e manutenção da ferramenta SIG (Sistema de Informações Geográficas), e a avaliação pós-implantação, de acordo com o contexto mais amplo do Sistema de Gestão Ambiental (COLLINGE, 1998; HOCTOR *et al.*, 1999).

Assim sendo, este estudo pretende desenvolver uma metodologia de avaliação de variáveis ambientais mais importantes para definição de áreas potenciais e elaborar rotas para corredores ecológicos, fornecendo análises que colaborem nas soluções de conservação da paisagem e estabelecendo, além disso, condições para implantação de políticas públicas que resultem em uma melhor qualidade de vida das gerações futuras e, em particular, daquelas próximas ao entorno do futuro corredor ecológico (JONGMAN, 1995; LINDENMAYER e NIX, 1993).

Esta metodologia busca conciliar teorias propostas por autores brasileiros e estrangeiros (MARTINS *et al.*, 1998; XAVIER DA SILVA, 1993; BONA *et al.*, 2006; FISCHER *et al.*, 2000;) e definir uma abordagem prática, ajustada às limitações dos dados ambientais vigentes, especialmente, aqueles disponíveis pelos órgãos públicos, associada à compreensão das funções ambientais e sociais, percebidas ou não pelo poder público na etapa de planejamento, devendo ainda apresentar soluções eficazes e consistentes aos vários problemas locais observados na área de estudo.

1.3 - Objetivos da tese

1.3.1. Objetivo Geral:

▶▶ Utilização de base de dados georreferenciados na geração do mapa de áreas potenciais para corredores ecológicos e sua respectiva rota, na região do entorno da Bacia do Rio das Almas (GO).

1.3.2. Objetivos Específicos:

- ▶▶ Avaliar os riscos e os potenciais para flora e fauna, a que a área está submetida.
- ▶▶ Definir uma hierarquia de prioridade na implantação dos corredores.
- ▶▶ Identificar áreas potenciais para os possíveis corredores ecológicos.

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Corredores ecológicos e sua base conceitual

2.1.1 - O que é uma paisagem?

Uma paisagem é uma área espacialmente heterogênea em pelo menos um fator de interesse, resultado de todos os processos (naturais e sociais) que ocorrem em um determinado sítio. Por sua vez, a ecologia da paisagem enfatiza os padrões espaciais e relações existentes - escalas, heterogeneidade, fronteiras, fluxo de energia e materiais no espaço -, avalia causas e conseqüências da heterogeneidade espacial e como elas variam de acordo com a escala e suas influências, buscando o “*entendimento recíproco entre a heterogeneidade espacial e processos ecológicos*” (FORMAN e GODRON, 1986; OPDAM *et al.* 2002; TURNER, 2005).

No início de 1980, vários trabalhos enfatizaram o entendimento da heterogeneidade espacial, revelando suas causas bióticas e abióticas e métodos de análises. Essa abordagem engloba as causas e conseqüências dos padrões espaciais sob escalas espaciais variáveis e, desde então, a demanda de ciência da paisagem no manejo de recursos tem crescido. Em conseqüência, distúrbios e sucessão passaram a ser elementos básicos da heterogeneidade espacial e temporal, porque muitos distúrbios têm um forte peso sobre o clima e podem interagir com a forma da terra (TROLL, 1950; PALMER *et al.* 2000; LIU e TAYLOR, 2002).

O uso do solo é um fator chave para compreender os padrões de paisagem. Paleoecologistas explicam mudanças, a longo prazo, na biota considerando seu uso. Contudo, a história ambiental (CRONON, 1983 e RUSSELL, 1997) e sua influência nos padrões contemporâneos são recentes (WELLS *et al.* 1976; FOSTER, 1992). Alguns autores verificaram que a interação entre a propriedade da terra e a posição da paisagem emerge como um forte determinante dos padrões de cobertura do solo e suas alterações (MLADENOFF *et al.* 1993; SPIES *et al.* 1994; WEAR e BOLSTAD, 1998).

Em síntese, compreender a interação e a importância relativa de diferentes fatores na produção de padrões da paisagem é um importante desafio, considerando ainda que os fatores do sistema social sejam impostos aos fatores biofísicos, para gerar profundas mudanças de

padrão na paisagem (RITTERS *et al.*, 2002; URBAN *et al.* 2002; BLACK *et al.*, 2003).

2.1.2 - Corredores: conceito e funções

O conceito de corredor ecológico se originou nos estudos iniciados na ecologia da conservação e se consagrou pela definição clássica de Forman e Godron (1981), que caracterizam o termo como uma faixa de terreno linear, inserido entre duas unidades de conservação ou áreas protegidas, cuja função é a conectividade entre ambas a fim de favorecer o fluxo gênico e reprodutivo entre populações de organismos biológicos isolados. Portanto, seu traçado procura acompanhar corredores naturais já existentes, através da conexão entre parques e reservas naturais, onde serão desenvolvidas ações com vistas à conservação (SCHIPPERS *et al.*, 1996).

O papel dos corredores em relação à sociedade deriva de várias funções ecológicas: hábitat, condutor, filtro, barreira, fonte e depósito (FORMAN e GODRON, 1986; SMITH e HELLMUND, 1993). Forman e Godron (1981, 1986) propuseram a discussão destas seis funções ecológicas juntamente com a definição estrutural de corredores (Quadro 1). A literatura sobre corredores de flora (*greenways*), em particular, também é explícita sobre as funções sociais dos corredores, inclusive recreativa, estética e de coesão comunitária (SMITH e HELLMUND, 1993; FORMAN, 1995).

Forman e Godron (1981, 1986) introduziram o paradigma de estrutura de paisagem “matriz-fragmento-corredor”, em parte por sua utilidade, descrevendo e analisando a estrutura de paisagens como visto em fotografias aéreas e imagens de satélite (FORMAN, 1991). Nessa terminologia, uma matriz é o tipo de paisagem mais extenso e conectado, já um fragmento é uma área de superfície não-linear que difere em aparência da matriz, e um corredor é uma área de superfície linear que difere da matriz em qualquer lado.

Na teoria de metapopulação, indivíduos de uma única espécie são distribuídos entre fragmentos de vegetação de múltiplos habitats - talvez como resultado de fragmentação de habitat. A dinâmica de uma metapopulação é uma função de dinâmica interna de “fragmento-população e movimento” e “entre-população”, assim como do conjunto dos fragmentos dispersos no ambiente. Corredores aumentam a habilidade de movimentação de indivíduos entre habitats, ao passo que diminui o tempo esperado da recolonização de um fragmento que sofreu extinção. Indivíduos emigrantes de fragmentos bem povoados também podem ser

resgatados, recuperando populações empobrecidas (VANDERMEER E CARVAJAL, 2001; BULLOCK *et al*, 2002; TEWKSBURY *et al*, 2002; CARVALHO, 2006).

Muitos autores reconhecem que a função de corredor pode variar entre servir apenas como passagem e proporcionar hábitat e passagem (MELMAN *et al.*, 1988; LINDENMAYER e NÍX, 1993; PETIT *et al.*, 1995). Noss (1993) listou as duas funções principais de corredores ecológicos: como hábitat para plantas e animais e como condutores, para movimento de espécies. Rosenberg *et. al.* (1995) separam claramente as funções de hábitat e condução dos corredores fornecendo uma abordagem quantitativa para distinguir os dois papéis. Um corredor que serve para o movimento entre hábitats fragmentados, mas não necessariamente reprodução, está executando uma função de condução. Se um corredor prover recursos necessários à sobrevivência, reprodução e movimento, estará executando função de hábitat.

Se um corredor for relativamente largo e longo para a escala de movimento de um animal, as espécies podem demorar várias gerações para se mover através dele. Beier e Loe (1992) chamaram tais espécies de “habitantes de corredor” e notaram que, se o corredor apoiar a reprodução para gerações múltiplas, ele executará a função de hábitat. Indivíduos se movem por corredores estreitos, em uma escala de tempo de horas a meses. Corredores mais largos apóiam o movimento de espécies inteiras em uma escala de tempo anual, de décadas ou séculos. Corredores de larguras mais estreitas devem cumprir uma função de hábitat, porque o movimento entre os fragmentos acontecerá durante anos. Corredores extremamente largos podem apoiar uma completa gama de comunidades e ecossistemas, permitindo a plantas e animais menores se moverem entre grandes reservas, por gerações (FLEURY e BROWN, 1997; HOCTOR, 2003.).

O termo “barreira” insinua bloqueio por áreas muito próximas. Um bom exemplo são as estradas, vistas freqüentemente como condutoras para pessoas e como barreiras para vida selvagem (FORMAN e HERSPERGER, 1996). Há muitas passagens subterrâneas para mitigar esse efeito, sob a forma de túneis e pontes, servindo como condutores pelas barreiras (BENNETTET *et al.* 1994; EVINK *et al.* 1996).

Fonte e depositórios são normalmente usados em sentido demográfico. Fonte descreve um hábitat no qual a reprodução local excede a mortalidade, enquanto depósito descreve um hábitat no qual a mortalidade excede a reprodução (SHMIDA e ELLNER, 1984; PULLIAM,

1988). Corredores de flora (*greenways*) podem servir como uma fonte de espécies de planta por colonizar áreas adjacentes (THORNE, 1993), embora seja provável que essas espécies sejam exoticamente agressivas (NOSS, 1987).

A função de filtragem de poluentes dos corredores é algumas vezes descrita como uma função de depósito, quando faixas de filtro retêm nutrientes e sedimentos que se movem ao longo dos rios (THORNE, 1993). A vegetação ribeirinha ou ciliar também pode ser uma fonte de nutrientes aos cursos d'água, quando folhas e galhos caem na água (SCHAEFER e BROWN, 1992; LANDAU, 2001).

Outros autores descrevem ainda muitos usos funcionais para os corredores ecológicos. Simberloff *et al.* (1992) identificou seis acepções do termo: 1. hábitat distinto, ou seja, se ajuda ou não o movimento; 2. cinturões verdes e tampões (*buffers*) em áreas urbanas; 3. pontes biogeográficas terrestres; 4. série de refúgios discretos ou degraus de pedra, para fauna migratória; 5. passagens inferiores de rodovia e túneis, projetados para passagem de vida selvagem; 6. faixas de terra que facilitam movimento entre grandes hábitats.

Quadro 1: Termos descritivos de corredores [Forman e Godron (1986) e Forman (1995)]

Definição	Um corredor é uma faixa de terra estreita que difere da matriz em todos os lados (notar que esta é uma definição estrutural).
Origem	Perturbação, remanescente, recurso ambiental, plantado/introduzido, regenerado
Tipos	Linha, faixa, ribeirinho
Atributos estruturais	Curvilinearidade, fraturas, aberturas, estreiteza, nodos, conectividade, largura, porção central, comprimento, extremidade, interior
Papel funcional	Hábitat, condutor, barreira, filtro, fonte, depósito

Para Andrews (1993), os corredores ecológicos permitem: 1. a colonização de locais novos quando os mesmos tornam-se adequados; 2. a mudança da vida selvagem quando os locais tornam-se inadequados; 3. a recolonização de sítios extintos localmente; 4. a movimentação das espécies entre áreas separadas, necessárias para as diferentes fases dos seus ciclos de vida; 5. aumento global da extensão de um habitat, especialmente para espécies com amplos níveis de exigências.

Segundo Forman (1995), há seis objetivos sociais para os corredores: 1. proteção da biodiversidade; 2. gerenciamento de recursos hídricos, aumentando a proteção da qualidade da água; 3. aumento da produtividade agro-florestal; 4. recreação; 5. coesão cultural e de

comunidades; 6. diversificação de rotas para espécies isoladas em reservas naturais.

Baudrey e Merriam (1988) distinguem a conectividade estrutural e a funcional, notando que aqueles elementos de paisagem lineares que, sob a perspectiva humana, conectam fragmentos, necessariamente não aumentam a conectividade para outras espécies. Contudo a diferença entre essas condições é sutil e é possível que estes termos ainda estejam sendo utilizados inadequadamente pela maioria das pessoas. Além disso, tanto a conectividade estrutural quanto a funcional são questões de escala e perspectiva.

A distinção entre conectividade estrutural e funcional é importante, porque a aparente conexão física não garante conexão funcional. Por exemplo, ao projetar um corredor de vida selvagem, quão extenso deve ser o espaço estrutural antes de se afirmar que um corredor não esteja conectado funcionalmente? A resposta depende da função planejada do corredor. Exemplificando, há corredores de migração continentais para a América do Norte que consistem em “degraus de pedra”, amplamente separadas (HARRIS e SCHECK, 1991). Por outro lado, Willis (1974) notou que formigas inimigas de pássaros tropicais não cruzam aberturas de água de alguns poucos metros. Do mesmo modo ocorre para os filtros; um filtro ribeirinho bem revegetado, se é cruzado por fluxos de canais de percolação (*runoff*) ou fontes pontuais de poluição, como tubos de descarga de esgotos, não está funcionando corretamente como um filtro. (DIAMOND, 1986; KLOPATEC e GARDNER, 1999).

Em síntese, quando corredores forem planejados, a discussão de espaços, aberturas e conectividade sem um contexto funcional não tem sentido (BENNETT, 1999). Uma vez que um contexto funcional for estabelecido para um corredor, tais condições têm significado e podem ser medidas e avaliadas com respeito à função planejada do corredor. Logo, se um corredor tiver funções múltiplas, podem ser necessárias múltiplas mensurações da sua capacidade conectiva.

Por causa de suas funções complexas e múltiplas, é extremamente difícil descrever sucintamente a função de um corredor. Por exemplo, um canal para algumas espécies pode ser hábitat para outra e barreira para uma terceira. Embora possam ser identificados princípios gerais, projetar um corredor de biodiversidade é função de sítio e “espécies específicas” em foco (MERRIAM e SAUNDERS, 1993; BENNETT, 1999). Por exemplo, corredores ribeirinhos devem ser projetados cuidadosamente, considerando a possibilidade de servirem efetivamente como faixas, tampões ou como corredores de vida selvagem (BINFORD e

BUCHENAU, 1993; SCHUELER, 1995; TISCHENDORF, 1998).

Os corredores de flora (*greenways*) exemplificam uma ampla gama de funções. Forman (1995) afirmou que as recreações humanas e estéticas são as funções principais dos corredores de flora, além de promoverem a coesão da comunidade e sua integridade cultural pela inibição do desenvolvimento desordenado, funcionando como barreiras regionais e provendo áreas recreativas como canais para caminhadas (SMITH, 1993). Projetados, freqüentemente, para zonas ribeirinhas, ao longo de córregos, os *greenways* funcionam como gestores da qualidade. Contudo, Schueler (1995) esclarece que faixas-tampões (*buffers*) urbanas e suburbanas devem ser projetadas cuidadosamente, para que funcionem corretamente.

Por outro lado, os corredores podem facilitar a expansão de doenças ou de distúrbios, de determinadas espécies ou de movimento de predadores (WIENS 2002b). Assim, os corredores não deveriam ser construídos como faixas lineares de hábitat para estimular apenas a procriação de populações de espécies em foco, e não precisam ser da mesma qualidade de hábitat dos fragmentos que eles conectam.

Conectividade, no senso geral de ecologia da paisagem, é uma propriedade agregada da configuração estrutural e composição de elementos no mosaico da paisagem: é a “permeabilidade relativa” dos limites das espécies (Wiens, 2002) e o sucesso com que determinados organismos particularmente avaliados apresentam-se em relação à capacidade de movimento entre fragmentos particulares, sem sofrer fome e subtrações na população.

No que se refere aos *greenways*, Ndubisi *et al.* (1995) afirmaram que servem principalmente como condutores para a movimentação de animais entre hábitats maiores e, em segundo lugar, como áreas para a proteção de qualidade de água. Porém, embora os *greenways* possam parecer corredores de fauna, eles são freqüentemente muito estreitos e ricos em espécies de plantas exóticas para aumentarem o movimento de vida selvagem nativa (HARRIS e ATKINS, 1991; SMITH, 1993). Simberloff *et al.* (1992) notaram que a presença das pessoas em *greenways* impediria sua função, provavelmente como corredores de vida selvagem, para alguns animais.

Por essas razões, seria extremamente difícil sintetizar a gama de capacidades funcionais em algumas palavras, enfatizando ainda que, a menos que um corredor seja projetado corretamente, é provável que não sirva para as funções planejadas. O próprio

desenho e administração de um corredor dependerão criticamente de uma definição clara e explícita de suas funções, previamente planejadas. A definição explícita das funções do corredor proposto amplia a identificação de questionamentos importantes, avalia o uso potencial da área e gera uma rica fonte de informação para o desenho, administração e avaliação do próprio corredor (BONA *et al.* 2006; JIM e CHEN, 2003).

Descrever um corredor requer o reconhecimento explícito de funções planejadas e efeitos negativos potenciais. Quando o projeto for elaborado, implantado e administrado, um corredor em um SIG pode ser usado em vários níveis de detalhe, em busca de um processo interativo de refinamento. Uma versão inicial proveria metas gerais para o desenho e funções desejadas, e os corredores, genericamente, especificariam funções (por exemplo, corredor de vida selvagem; faixa, função de filtro), incorporando um maior nível de especificidade que permita, por exemplo, o movimento de onças (felinos) (MARSH, 1997; NAESSET, 1997; MUCHAILH, 2007).

Desenvolver critérios para cada função de corredor continua sendo um desafio infinito e formidável. Por exemplo, formular o desenho de seus diversos papéis para função de condução de vida selvagem é extremamente difícil, em parte porque é complicado demonstrar empiricamente que os corredores fornecem conectividade funcional (NICHOLS e MARGULES, 1991; HADDAD *et al.* 2000). O sítio e natureza “espécie-específica” de possibilidades de conectividade (SOULÉ e GILPIN, 1991; MERRIAM e SAUNDERS, 1993) complicam mais adiante o desafio.

Do mesmo modo, padrões de desenho, que consideram tanto as funções ecológicas quanto a função de filtragem de nutrientes e sedimentos em corredores ribeirinhos, provocam debates contínuos (FISCHER *et al.* 2000; MÚGICA *et al.*, 2002; NETO, 2006). Não obstante, a identificação clara dos papéis dos corredores é um passo importante para projetá-los e administrá-los a fim de que funcionem conforme o planejado.

2.1.3 - Fragmentação de hábitat

A fragmentação é o processo de redução de área de ecossistemas naturais com seu progressivo isolamento provocando perda de área, de habitats e espécies. Seus mecanismos de deteriorização são as mudanças no regime de distúrbios, a restrição do tamanho populacional, a redução da imigração, efeitos de borda (hábitat interior vs. hábitat de borda) e imigração de

espécies exóticas (JORGE e GARCIA, 1997; FORMAN e GODRON, 1986).

No meio científico, tem crescido o emprego da história de uso do solo para explicar as características biogeoquímicas e de vegetação dos ecossistemas contemporâneos. Um bom exemplo é o uso da cronosequência, que possibilita detectar efeitos de fogos históricos, na densidade e taxa de crescimento da vegetação por aproximadamente 2 séculos, após sua queima. Na Costa Rica, os padrões correntes de vegetação foram influenciados pelo uso de terra e furações. Portanto, a herança do uso do solo e dos distúrbios pode ser muito persistente. Em consequência, é preciso conhecer as variáveis mais afetadas e por quanto tempo, considerando o uso em nossos dias (FOSTER *et al.* 1999; GOODALE e ABER, 2001; KASHIAN *et al.* 2005a).

As formações e povoamentos urbanos observados em imagens de satélite, confrontados com a paisagem, com enfoque sob as comunidades florestais, caracterizam-se pela presença de manchas de biodiversidade legalmente protegidas, entremeadas pelas referidas ocupações urbanas. Estas últimas apresentam elevado grau de desagregação, desconectadas do próprio funcionamento biológico da paisagem, colocando em risco a sua própria manutenção, assim como o fornecimento de elementos básicos para a sobrevivência humana, tais como recursos alimentares e medicinais, solo rico, água potável, ar puro. Em função da urbanização e expansão agrícola, presencia-se uma aceleração contínua das taxas de perdas de habitats naturais (OLIVEIRA, *et al.*, 1998; PEREIRA, 1999).

O modelo atual brasileiro de áreas protegidas apresenta deficiência com relação às taxas de devastação que são superiores à taxa de regeneração, permitindo o surgimento de fragmentos muito rapidamente. Os fragmentos, “*resultado das interferências humanas nos ecossistemas naturais*”, afetam a dinâmica das comunidades florísticas e faunísticas. Quanto menores e mais isolados os fragmentos florestais, maior será o grau de extinção de populações de fauna e flora. E dessa forma, a fragmentação conduz à extinção do processo reprodutivo dos animais silvestres, levando à degradação gradual dos habitats (STAMPS *et al.* 1987; COOK *et al.*, 2002; ADLER *et al.* 2001).

A formação de fragmentos é uma das maiores ameaças à biodiversidade, “*especialmente nos países megadiversos dos trópicos, onde as extinções previstas para as próximas décadas são alarmantes*”. Além disso, a dinâmica de fragmentação dos habitats conduz as comunidades florestais para a formação de metapopulações, ou seja, “*um conjunto*

de subpopulações conectadas por indivíduos que se movem entre fragmentos” (GILPIN e HANSKI, 1991) que só irão prosperar caso suas taxas de recolonização sejam maiores que as de extinção. Mas o processo crescente de fragmentação de ecossistemas e o conseqüente crescimento das taxas de extinção de espécies autóctones estão impedindo a sobrevivência dessas metapopulações (WILSON, 1988; HANSKI, 1999; HAY, 2005).

A fragmentação consiste de dois processos básicos, a saber, inicialmente, a redução da área levando os fragmentos a terem menos espécies, comparados às áreas contínuas. Em seguida, o efeito de longo prazo, ou seja, o fenômeno da insularização, vinculado à relação conceitual “espécie versus área”, definida como “*as condições espaciais ideais para comportar comunidades florísticas e faunísticas representativas de ecossistemas não antropizados*” (FERNANDES, 1996). O conceito de espécie-área (ou espécie-foco) é bastante antigo dentro da ecologia e inúmeros estudos argumentam sobre sua relevância nas populações de aves, mamíferos e nas comunidades florestais (ADLER *et al.* 2001; CHACE e WALSH, 2006; LINDENMAYER e NIX, 1993).

A fragmentação de habitats aumenta a proporção de bordas expostas, uma vez que os efeitos de borda “*aumentam a temperatura do ar e o déficit da pressão do vapor, estendendo-se a cerca 60 metros dentro de fragmentos de 100 hectares*” (KAPOS, 1989, citado por ARRUDA e NOGUEIRA de Sá, 2004). Alguns pássaros permanecem pelo menos 50 metros longe das bordas dos fragmentos florestais na Amazônia (LOVEJOY, 1997). Em florestas tropicais, o efeito de borda “*pode ser detectável em até 500 metros da borda*” e normalmente penetram 200 metros (LAURENCE, 1991). Constata-se, ainda, o aumento de espécies vegetais invasoras, uma vez que possuem excelente habilidade de dispersão, podendo invadir e colonizar habitats em distúrbio, “*sendo atraídas para a borda e podendo até penetrar no núcleo dos fragmentos*” (ARRUDA e NOGUEIRA DE SÁ, 2004).

Portanto, a agressão realizada contra um ecossistema terá formas e tamanhos diversos na vegetação, provocando o isolamento e a insularização que, em última análise, produzirá a extinção de espécies de fauna e flora. Por outro lado, a proximidade de unidades de conservação possibilita a sobrevivência de considerável número de espécies; e reservas estrategicamente planejadas para conexão, em formato arredondado, irão suportar mais espécies do que um grupo de reservas desconectadas (RANKIN’N-DE-MERONA e ALIKELY, 1987; QUAMMEN, 1997).

2.1.4 - A matriz: ela importa?

O contexto da paisagem em geral tem sido usado para se referir à composição e, às vezes, à configuração ou aos elementos da paisagem ao redor de um tipo de hábitat particular (Forman 1995). O contexto da paisagem também é categorizado por variabilidade, ou seja, pela proporção de tipos de hábitat e pela diversidade dos mesmos em uma determinada escala espacial (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002), pela proporção de cobertura de floresta isolada (Donovan *et al.* 1997), pela cobertura total de tipo de hábitat em foco e pela configuração ou organização do espaço de acordo com o hábitat em questão (Mazerolle e Vilard, 1999).

Dentro deste princípio, inicialmente, uma matriz é toda área que começa nas margens de um fragmento e é composta de arranjo de feições naturais e antropogênicas, tendendo a agir como barreiras ou condutores para o movimento biótico. A matriz tem pelo menos três papéis potenciais em processos entre-fragmentos: 1. reduz ou aumenta a dispersão e as taxas de colonização; 2. provê alternativas, por meio de hábitats razoavelmente adequados, possivelmente sub-ótimos; 3. é fonte para espécies invasoras recentes, que competem pelo espaço do fragmento (NEWMARK, 1993; DAVIES *et al.*, 2001, COOK *et al.*, 2002).

O estabelecimento de corredores, geralmente atravessando a matriz, facilita o movimento entre fragmentos dentro de paisagens desarticuladas e, assim, altera a dinâmica regional da população por intermédio do aumento de fluxo de gene, possibilitando o restabelecimento de populações localmente extintas e aumentando a diversidade de espécies em áreas, do contrário, isoladas (TEWKSBURY *et al.* 2002; NICHOLLS e MARGULES, 1991).

As plantas provavelmente não têm uma percepção binária da paisagem, mas respondem bem a gradientes de qualidade de recurso. Assim, as propriedades dos fragmentos, ou a matriz por si, podem ser menos importantes que a natureza do mosaico da paisagem, particularmente com respeito aos seus reflexos em termos de conectividade. Contudo, o objetivo geral na análise da paisagem ainda tem se resumido, freqüentemente, aos efeitos de estrutura da paisagem e configuração de espaço nos processos ecológicos (TISCHENDORF e FAHRIG 2001; KRUMMEL *et al.* 1987).

Para os modelos de paisagens, o movimento das espécies entre fragmentos depende freqüentemente de atributos da matriz, que podem influenciar na mortalidade.

(TISCHENDORF e FAHRIG 2000, 2001). Sabe-se que a distinção entre flora e animais, do ponto de vista da paisagem, repousa em várias características fundamentais vinculadas à história de vida. Para a maioria das espécies de plantas, um hábitat fragmentado é a arena física dentro da qual a dinâmica de população - processos ecológicos, adaptação e evolução - acontecem (SMITH, 1993; STRITTHOLT e BOERNER, 1995).

A persistência de plantas em longo prazo requer uma correlação entre recursos imprevisíveis de temporalidade e espacialidade; por exemplo, em plantas polinizadas por animais, o sucesso reprodutivo pode ser negativamente relacionado à distância entre a floração dos fragmentos: vários estudos documentam sucesso em populações isoladas ou fragmentadas (AIZEN e FEINSINGER 1994; GROOM, 2001).

Outro entendimento importante é que não há nenhuma distinção clara entre hábitat e matriz, e distinguir “fragmentos-hábitats” pode ser até impossível (FRECKLETON e WATKINSON, 2002). Uma das razões está no fato de que a maioria das plantas, provavelmente, responde a gradientes de qualidade de recursos (WITH *et al.*, 1997). Para essas espécies, um hábitat satisfatório repousa ao longo de um contínuo ambiental, variando de hábitats ótimos, passando por hábitats satisfatórios e sub-ótimos, com muitos parâmetros bióticos e abióticos contribuindo para sua sustentabilidade. Além disso, a permeabilidade da própria extremidade do fragmento pode ser tão importante quanto a permeabilidade do ambiente entre dois fragmentos, determinando a probabilidade de sucesso de emigração ou imigração (SEGURADO e JESUS, 1999; VALLADARES-PÁDUA *et al.*, 2004).

No que tange à conectividade de áreas, até o momento não há nenhuma medida comumente aceita para conectividade (TISCHENDORF e FAHRIG 2000a). Ecologistas de metapopulação medem conectividade, principalmente, por escala de fragmento, enquanto ecologistas da paisagem medem conectividade como um “atributo espécie-específico” da paisagem, e ambas as áreas usam essas medidas de modos diferentes. Em geral, assume-se que a matriz da paisagem é uniforme, e a maioria das medidas de conectividade na literatura de ecologia de população está baseada em simples distâncias por “vizinho mais próximo” (MOILANEN e NEIMINEM 2002; ZAIDAN e SILVA, 2004) ou “distâncias exponenciais negativas”, com o tamanho de população ou área com funções de pesos (HANSKI, 1999).

Na teoria de metapopulação, o sucesso do movimento das espécies depende da distância entre fragmentos e da habilidade “de dispersão inerente” de um organismo, quando capturado no parâmetro da taxa de colonização (GUSTAFSON e GARDNER, 1996;

MOILANEN e HANSKI 2001). Espécies que têm mobilidades altas são mais tolerantes a perda de hábitat e fragmentação (devido ao potencial para aumento da taxa de colonização); as altas taxas de emigração nessas espécies também podem criar a taxa de mortalidade global da população, freqüentemente conduzindo tal indivíduo a uma matriz mais perigosa.

Nos modelos da ecologia de paisagem, admite-se que os movimentos através da paisagem dependem da interação entre as características da matriz e o movimento comportamental do organismo (TISCHENDORF e FAHRIG 2000a). Daí a conectividade ter sido mensurada de maneira estrutural e às vezes de maneira funcional e, ainda, às vezes comparada simplesmente com corredores ou com isolamento de fragmentos, sendo que ambos são apenas componentes da conectividade. Mais recentemente, Tischendorf e Fahrig (2000b) propuseram usar a taxa de imigração em células de hábitats de igual tamanho em uma paisagem, como uma medida para conectividade de paisagem, o que responde tanto para o movimento entre os fragmentos como para dentro dos mesmos.

O movimento entre fragmentos tem sido avaliado principalmente em termos de corredores (TISCHENDORF e FAHRIG 2000a), no entanto seria útil ser percebido como um produto complexo de qualidades de fragmentos particulares (por exemplo, resistência para movimento ou tempo de residência no fragmento), propriedades das bordas e contexto (WIENS 2002a). Os resultados de empobrecimento sugerem que a matriz circunvizinha possa influenciar significativamente o isolamento efetivo dos fragmentos de hábitats, fazendo com que se mantenham mais ou menos isolados do que a simples distância possa indicar.

Os ecologistas tiveram pouco sucesso na previsão de padrões ecológicos como abundância e diversidade de paisagem e índices de fragmentos (MAZEROLLE e VILLARD 1999). Porém, as dificuldades em prever a resposta de entidades ecológicas a padrões de espaço resultaram em poucos testes definitivos, ao nível de processos ecológicos (GUSTAFSON 1998). O contexto da paisagem, efeitos de borda e a matriz, todos, de forma importante, influenciam na conectividade e, no final das contas, no sucesso individual das espécies (FAGAN, 2002; FAHRIG, 2003).

Em geral, quanto mais próxima a matriz estiver da estrutura e do microclima das florestas primárias, mais provável será o uso dessas áreas pelas espécies sensíveis à fragmentação. FAHRIG (2001) calculou que, sob certas circunstâncias, em áreas com nível de preservação superior a 58%, menos hábitat era requerido para a persistência das populações, caso uma matriz de muito baixa qualidade fosse convertida a uma de qualidade muito alta.

Esses resultados indicam que a composição da matriz pode ter uma influência significativa na conectividade e funcionamento de fragmentos. Muitos autores demonstraram os efeitos de contexto da paisagem e conectividade na estrutura de comunidades (PEARSON 1993, HOLT 1997, SISK *et al.*, 1997).

Fragmentos de floresta são suscetíveis ao “bombardeio” e posterior incorporação na comunidade de fragmentos de propágulos de ervas daninhas, gramíneas, da vegetação da matriz (JANZEN 1986). Muitos autores documentaram invasão de habitats florestais por espécies de planta oriundas da matriz (JANZEN 1983; TABARELLI *et al.* 1999). Por outro lado, mudanças na abundância de predadores de sementes podem gerar impactos significativos em populações de plantas contidas em fragmentos.

O uso de corredores, que permitam o movimento na matriz, tem recebido atenção considerável, em particular para borboletas (HADDAD 1999, 2000; DOVER e FRY, 2001), outros insetos (HILL, 1995; NICHOLLS *et al.* 2001) e mamíferos pequenos (DOWNES *et al.*, 1997, BOLGER *et al.*, 2001). O movimento de pólen reflete o movimento das borboletas, e uma proporção de flores significativamente maior tende a produzir mais frutos em fragmentos conectados do que naqueles desconectados.

Gradientes relacionados a bordas, em variáveis físicas e bióticas, são provavelmente menos pronunciados quando a matriz é mais semelhante em estrutura ao fragmento (GASCON *et al.* 1999). Mesquita *et al.* (1999) avaliaram que os fragmentos florestais amazônicos cercados por pastos tiveram mortalidade de árvores significativamente mais elevada do que áreas de fragmentos conectados pela rebrota de florestas de *Vismia spp.* Laurance *et al.* (2000) também constataram que a mortalidade desproporcional de grandes dorséis e árvores emergentes em fragmentos de floresta amazônicos leva à fragmentação.

Muitos autores têm demonstrado as vantagens da abordagem da paisagem baseada em *grids*, ou seja, modelos baseados em *grids* são mais realistas, por avaliarem aspectos da população de plantas e a dinâmica de comunidades como, por exemplo, a avaliação de padrões (HOVESTADT *et al.* 2000; COOMCS *et al.* 2002). Vários outros autores descreveram uma abordagem baseada em gradientes para avaliar a paisagem (Mcintyre e HOBBS 1999; LINDENMAYER *et al.* 2003). Gradientes que classificam habitats por sua qualidade podem ser organizados por componentes estruturais e funcionais de várias paisagens em uma estrutura de *grid*, oferecendo uma estrutura maior para interpretar a

resposta de uma determinada espécie (dispersão, reprodução, sucessão) para a paisagem (MCINTYRE e HOBBS 1999).

A vantagem da abordagem dos mosaicos funcionais, quando combinado com a divisão da paisagem em *grid*, é que cada célula dentro do *grid* pode simplesmente ser descrita em termos de tamanho de população local e de seu contexto estrutural e funcional, sem a necessidade de definir fragmento e hábitat de matriz, explicitamente. Neste ponto, encontra-se a resposta para a pergunta-título deste sub-item: estritamente para o caso das plantas, nenhuma matriz pode ser desprezada, mas também nenhum fragmento deve ser visto como a natureza do mosaico da paisagem, uma vez que nem um nem outro, isoladamente, são a chave determinante do destino de populações vegetais.

2.1.5 - Escalas de conservação

O Brasil é considerado o maior “megadiverso” do planeta, ou seja, o maior representante das riquezas da natureza na Terra. Sua biodiversidade pode ser qualificada pela diversidade em ecossistemas, em espécies biológicas, em endemismos e em patrimônio genético. Abriga sete biomas, 79 ecorregiões e incalculáveis ecossistemas. “*A biota terrestre brasileira possui a flora mais rica do mundo, com até 56.000 espécies de plantas superiores já descritas, acima de 3.000 espécies de peixes de água doce, 517 espécies de mamíferos e pode ter até 10 milhões de espécies de insetos*” (CIB *et al.*, 2000; IBAMA, 2006).

Por outro lado, a contradição do mundo moderno, as estarrecedoras estatísticas sobre a pobreza e as implicações das mudanças climáticas, especialmente no Brasil, não podem ser ignoradas. Só será possível enfrentar com eficácia ambos os desafios, pobreza e desenvolvimento, quando formos capazes de criar um “equilíbrio global”, em que a diversidade de interesses venha a ser reconciliada com o capital natural integrado às riquezas das nações. Trata-se de uma responsabilidade que vai muito além do patrimônio empresarial ou das linhas de políticas governamentais, estando relacionada, diretamente, com a família humana como um todo, e não apenas seus membros mais pobres (BROWN, 1990; CNUMAD, 1995; AGENDA 21, 1996).

É essencial compreender e lidar com os vários componentes que interessam tanto ao desenvolvimento quanto ao meio ambiente. Por quê? O desafio da preservação e conservação ambiental, em última análise, depende da capacidade de compreender as fortes

transformações pelas quais o planeta está passando e suas respectivas tendências ambientais (efeito estufa, rompimento da camada de ozônio, queimadas etc.), cujos efeitos são sentidos no clima mundial e na qualidade de vida, e que ameaçam modificar radicalmente a Terra pondo em risco a vida de muitas espécies, incluindo a espécie humana (ROQUE DA SILVA e FRANÇA, 2004; ALVES FILHO, 2005; STEFANES, 2005).

As escalas de conservação são frutos de experiências junto à natureza e suas reais necessidades. Os diversos desequilíbrios, provocados pela relação de exploração do homem para com o meio ambiente, levaram alguns pensadores a considerar a necessidade de dar sustentação aos ciclos naturais básicos que garantem a vida na Terra. Desde entendimento, surgiram as políticas de incentivos às ações que objetivavam criar áreas legalmente protegidas, que guardassem territórios representativos da vida natural no planeta e avaliassem o dimensionamento da escala de conservação. Com o tempo, essa abordagem tornou-se mais específica, ou seja, “a *seleção de uma escala apropriada para preservação irá variar dependendo da hipótese da pesquisa ou da questão administrativa existente*” (USDE, 2000; BOYCE *et al.* 2003).

Até os anos 60, a estratégia de conservação se baseava no manejo único de espécies. Na década seguinte, até 1989 foram adotadas as práticas de criação de áreas protegidas como estratégia central para a conservação da biodiversidade; todavia, seus principais planejadores perceberam que “*somente amostras parciais e de difícil implantação, especialmente nos países tropicais pobres, não garantiriam a variedade e viabilidade genéticas das espécies*”. Evoluiu-se, então, para a integração de projetos de conservação e desenvolvimento, na década de 1990. Por fim, no início do ano 2000, com a abordagem holística, que compreende a escala ampliada multi-participativa, avançou-se para o conceito atual de conservação baseada em ecorregiões (MILLER, 1997; ARRUDA e NOGUEIRA DE SÁ, 2004).

No Brasil, a regulamentação e ordenamento dos ecossistemas, assim como o acesso aos recursos naturais, são definidos conforme escalas de conservação presentes no texto da Constituição. Em seu artigo 225, capítulo VI, é visível a orientação para escalas de conservação, ou seja, escalas de ecossistemas (biomas), de áreas especialmente protegidas (Unidade de Conservação-UC, Reserva Indígena-RI, etc), espécies e patrimônio genético. O IBAMA, órgão executor das políticas públicas nacionais, em sua estrutura regimental, determina essa abordagem, nas três escalas de conservação mencionadas (ARRUDA e NOGUEIRA DE SÁ, 2004; IBAMA, 2006).

De modo geral, as ações de conservação da biodiversidade, concernentes ao manejo, podem ocorrer em diversas escalas, conforme a abordagem adotada. O moderno conceito de conservação esclarece que, em primeiro lugar, devem-se expandir as escalas geográficas dos programas de conservação, “*incorporando ecossistemas inteiros de forma integrada às pessoas e instituições que lá vivem e trabalham, fora das unidades de conservação* (MILLER, 1997; IBAMA, 2001)”. Neste contexto, o cerne das preocupações dos estudos modernos em meio-ambiente passa a focar a sustentação ambiental (capacidade de suporte), relacionando-o ao processo de reavaliação geral de nossas atuais práticas produtivas, na consequência de seus efeitos (resultante de um conjunto de valores sociais impróprios) determinantes na prática da atual relação homem-natureza.

Atualmente, existe um conflito entre políticas públicas de conservação e a expansão do capital produtivo no campo, o agronegócio. Ainda não se compreende bem a importância do zoneamento ambiental e do planejamento produtivo em escala apropriada e ecologicamente correta. A estreiteza dessas ações vem gerando impactos negativos de proporções cada vez mais significativas, ainda mais agravados por novas tecnologias que permitem intervenções humanas maiores e mais intensas sobre a natureza, diretamente relacionadas à negligência da referida capacidade de suporte dos ecossistemas (ACOT, 1990; DIAS JÚNIOR *et al.*, 2003; MIRANDA e TEIXEIRA, 2004).

Nesse contexto, são necessárias regras de escala integradas aos padrões e processos da paisagem, de forma que os organismos definam, em escala apropriada, suas respostas para os referidos padrões e processos. É fundamental que a amplitude da escala abrace a heterogeneidade, os “efeitos de um grão”, sua extensão e nível de organização na análise. Tais medidas encerram o conceito atual de níveis de abordagem, ou seja, ecossistema [Bacias hidrográficas (limites)], Ecorregiões (limites), Paisagens [tipos de vegetação e solos (estratificação)] e Espécies (distribuição de fauna e flora) (WIENS, 1989; LEVIN, 1992; LUDWIG *et al.* 2000).

Mesmo esse avanço no conceito de conservação apresenta ainda algumas limitações: os parâmetros biofísicos relacionados às condições de crescimento de um sítio mudam moderadamente ou exacerbadamente. Muitos processos de distúrbios estão envolvidos em escalas grandes, tanto para o espaço (metros e abaixo deste) como para o tempo (segundos e horas). Os processos de sucessão e os ciclos de matéria e energia que ocorrem após os distúrbios acontecem sob uma estrutura de tempo e extensão espacial muito longos.

Relacioná-los é a chave das pesquisas atuais. Por esta razão, a questão de escala - a busca da integração entre padrões e processos da paisagem - continua sendo um desafio, especialmente nos últimos 15 anos (BLACK *et al.* 2003; KENT, 2006).

Quando Myers *et al* (1998) apontaram para o fato de que apenas 13% de todas as espécies de plantas vasculares se encontravam localizadas em 0,2% da superfície terrestre, definindo 25 áreas de *hotspots* no planeta, surgia mais um valioso instrumento de avaliação e alerta da qualidade do meio ambiente, baseado na conservação dessas 25 áreas mencionadas. Trata-se de áreas com pelo menos 1500 espécies endêmicas e que já perderam $\frac{3}{4}$ da vegetação original. Assim, dois fatores principais são considerados para esta designação, o endemismo e o grau de degradação ecossistêmica.

Essas 25 áreas de *hotspots* já perderam 88% de sua biodiversidade e têm somente 12,28%, ou 2.142.839 km² de áreas que permanecem intactas. Este total representa apenas 1.44% de toda a superfície terrestre do planeta. Esta área, com cerca de 130 plantas vasculares endêmicas aos seus respectivos hotspots, representa 43.8% de todas as plantas terrestres, ou seja, aproximadamente 70% das plantas vasculares existentes, e ocorrem em apenas 1.44% da superfície terrestre inseridas nesses *hotspots* (RAVEN, 2001; MYERS *et al.*, 1998).

O cerrado é o segundo *hotspot* brasileiro e o sexto do mundo, sendo a maior extensão de savana na América do Sul e ecossistemas de floresta seca. É a segunda maior ecorregião do Brasil, após a Amazônia, ocupando 21% do território brasileiro, constituído por um mosaico de diferentes tipos de vegetação, determinado primariamente pelas condições do solo. Mendonça *et al.* (1998) registraram 6.387 espécies angiospermas no Cerrado. A diversidade total de plantas é estimada em cerca de 10.000 espécies, com 4.400 (44%) sendo endêmicas, 33.7% de gêneros também estão confinados a essa região. As espécies herbáceas são quase que totalmente endêmicas.

Segundo Klink e Machado (2005), “*pelo menos 137 espécies de animais que ocorrem no Cerrado estão ameaçadas de extinção, em função da grande expansão da agricultura e intensa exploração local de produtos nativos*”. Logo, para alcançar maior impacto com os limitados recursos disponíveis, é importante que a maioria dos esforços de preservação se concentre nas áreas mais ricas em diversidade e mais ameaçadas. A desestruturação de sua paisagem necessita, com urgência, da recomposição de fragmentos isolados. Além disso, as plantas devem ser o critério básico para se avaliar todos os *hotspots*, inclusive o Cerrado,

devido ao fato de a maioria das outras formas de vida dependerem delas (AB´SABER,1977).

2.1.6 - Importância do SIG para a ecologia da paisagem

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) podem ser considerados como uma das mais revolucionárias áreas de pesquisa das últimas décadas, sendo capaz de provocar mudanças que atingem toda a sociedade em seus diversos aspectos, incluindo todo o conhecimento científico. Neste contexto não poderiam passar ao largo as ciências cujos problemas têm um caráter espacial, direto ou indireto, como a Engenharia Florestal, Geografia, Geologia, Ecologia, Oceanografia, Economia, Arqueologia etc (CÂMARA e MEDEIROS, 1998; BOURROUGH, 1989).

Por meio dessa metodologia, torna-se possível avaliar a relação de um fenômeno real qualquer com seu posicionamento no espaço. Esses sistemas são constituídos por uma série de programas e processos de análise cuja característica principal é *“focalizar o relacionamento de determinado fenômeno da realidade com sua localização espacial”* (CRISTOFOLETTI *et al*, 1992; FERRAZ e VETTORAZI, 2003). Os SIGs, em seu conjunto, são sistemas voltados para a coleta, armazenamento, recuperação, manipulação e apresentação de informações sobre valores de expressão espacial e sobre o contínuo espacial, capazes de inferir, em alguns casos, possíveis relações de causa e efeito. Assim, *“novas perspectivas podem ser geradas a partir da consideração conjunta de diversas variáveis sobre uma mesma área geográfica”* (XAVIER DA SILVA, 1993; ALTOÉ *et al*, 2005; MILDER *et al.*, 2008).

Tais sistemas suportam atividades de gerenciamento, manutenção, operação, análise e planejamento. Conseqüentemente outros aspectos mais complexos, como os de vizinhança e contigüidade envolvendo áreas extensas, podem ser estudados. Pode-se, ainda, retratar a interação e a evolução de um fenômeno, inclusive sua dimensão temporal. Devido a tais fatores, a importância do uso dessa tecnologia na etapa de planejamento tem ocupado uma posição cada vez mais destacada, à medida que funciona como ferramenta de auxílio para que diversos órgãos interessados e empresas decidam o destino de seus investimentos, especialmente, no que tange ao seu planejamento do uso do solo (ACEVEDO *et al*. 1996; VUILLEUMIER e PRE´LAZ-DROUX, 2002; PIRES, 2005).

Sua importância reside na necessidade de conhecer melhor um dado território e avaliar o potencial de cada região. Assim, é possível investir melhor em certas áreas ou direcionar

apoio às atividades que irão impulsionar a economia em paralelo com a conservação da natureza. O SIG descreve objetos do mundo real, através da sua posição, com relação a um sistema de coordenadas conhecidas por seus atributos (cor, custo, tipo, valor) e por suas inter-relações espaciais, estruturas em *grids*, descrevendo como estão interligados e como se pode navegar entre eles (ASPINALL e VEITCH, 1993; WALKER e CRAIGHEAD, 1997b). Em um SIG, os dados podem ser acessados, transformados e manipulados interativamente, “*o que pode ser feito como um teste-base para estudo de processos ambientais, análise de resultados de tendência ou simulação de possíveis resultados de decisões de planejamento*” (BOURROUGH, citado por CALIJURI, 1995; BENATTI e NISHIDI, 2000).

Do ponto de vista da conservação da natureza, o planejamento ambiental regional se dá via modelos, ajustando as práticas de plantio aos impactos sócio-ambientais ocasionados pela ampla extensão de ações humanas desordenadas. Assim grandes áreas de um território ficam na esteira da localização e definição da área selecionada para implantação de muitas atividades previamente planejadas (BROWN, 1994; DIAS *et al.*, 2002). As decisões de investimento seguem tradicionalmente políticas internas do ambiente gerencial das empresas ou interesses de produtores rurais, paralelamente às possibilidades relativas aos limites impostos pela legislação governamental. Mesmo as práticas silviculturais modernas, voltadas a cultivos com mosaicos, que contribuem para diminuir impactos negativos, não solucionam a polêmica dos critérios dos investimentos (ALVES e BARROSO, 2001; WATZLAWICK *et al.*, 2006; SIMI *et al.*, 2007).

A aplicação do SIG em corredores ecológicos tem como objetivo criar um funcionamento mais específico da paisagem, através da conexão de áreas protegidas (corredores), para escalas tanto ecossistêmicas quanto regionais (áreas especialmente protegidas). Contudo, os desdobramentos de muitas ações posteriores a sua implantação, dependerão da atitude, participação e integração de todos os agentes envolvidos (FERNANDES e GODOY, 2003; VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DROUX, 2002). O SIG atende a esses objetivos de destaque atual por possibilitar a análise da evolução dos modelos de conservação e, sobretudo, por facilitar a alocação de recursos influenciando atitudes conservacionistas (THORNE, 1993; TEWKSBURY *et al.* 2002;).

Se as abordagens participativas em prol da conservação tiverem efeito social positivo, então, essas atitudes sociais poderiam ser mais favoráveis às rotas de corredores, onde

projetos de desenvolvimento e conservação fossem implantados. Vencer o isolamento entre os fragmentos para auxiliar diversas espécies é integrar suas respectivas áreas, reduzindo o grau de isolamento e formando uma grande porção de área contínua, em resposta a diversos interesses conservacionistas (SCHAEFER e BROWN, 1992; NDUBISI *et al.*, 1995; MOILANEN e HANKI, 2001).

Quando utilizado para criação de corredores ecológicos, o SIG acaba protegendo as bacias hidrográficas, inclusive as municipais, constantemente ameaçadas por crescentes povoadamentos humanos em vários lugares do mundo, e que deveriam sofrer restrições de uso para construção (Lathrop e Bognar, 1998). Essa situação causa pressão nos limites dos recursos hídricos e da vegetação em alguns municípios. Por essa razão, um dos principais conceitos, hoje avaliado no contexto da sustentabilidade ambiental, envolve o entendimento sobre recursos naturais, paisagem e impactos produzidos pelas atividades humanas (BAZ *et al.*, 2008; OTTENS, 1990).

Mcgranaghan & Wester (1988), associando informações contidas em banco de dados de herbários, tais como nome científico, classificação de espécies, data e local da coleta, para posterior utilização em um SIG, obtiveram dados consideráveis sobre distribuição de espécies entre as diferentes ilhas do Hawaii. O sistema era então usado para selecionar e mapear a localização dos espécimes de acordo com suas espécies, gênero ou data de coleta. A área procurada seria selecionada por meio da latitude e longitude ou pela ilha (Hawaii). O resultado é um mapa de localização de todas as ilhas do Havaí, onde espécimes de *Cyrtandra paludosa* tinham sido coletados. O objetivo foi contribuir para o manejo e proteção da vegetação por meio da combinação do mapa de distribuição de espécies com os dados de limites de área de preservação existente.

Para o planejamento governamental, o sistema contribui para que atividades agro-florestais ou instalações de empresas sejam condicionadas a áreas predeterminadas, nesse caso adequadas ao plantio e produção industrial, resultantes de um planejamento do solo rural, para que se evitem impactos negativos na paisagem, especificamente para a expansão do setor empresarial que traz, em sua esteira de crescimento, problemas ambientais e sócio-econômicos potenciais, muitas vezes de solução difícil e onerosa. Nesse panorama, o desenvolvimento municipal deve conciliar relações lucrativas com o equilíbrio da natureza, portanto, mais harmônicas aos múltiplos interesses dos municípios vizinhos. Aliás, a gestão

deve iniciar nos municípios (TROY e WILSON, 2006; ROCHA *et al.*, 2007; WALLACE *et al.*, 2008).

O que ocorre atualmente é que, na ausência de fatores coordenadores que auxiliem a etapa de planejamento, produtores rurais e empresas dimensionam seus processos em função de sua capacidade instalada e, mais adiante, bem mais adiante, percebem o engano. Não tendo como repassar o grau de desordem ambiental gerado, devido a seus custos elevados, nem os preços de seus produtos, já que perderiam mercado, decidem esconder seus problemas, muitas vezes evacuando seus resíduos no meio ambiente. Poderiam ter acesso a melhores caminhos se fossem consideradas todas as informações concernentes ao espaço direto e, principalmente, indireto de suas atividades. Portanto, essa situação pode e deve ser corrigida (CAVALCANTI e JOLY, 2002; KLINK e MACHADO, 2005; RHEINHARDT *et al.* 2007).

Com a consolidação do SIG nas empresas líderes do mercado nacional, como ferramenta indispensável para atividades de planejamento de curto, médio e longo prazo, veio simultaneamente, a conscientização do significado do conhecimento da infra-estrutura, como também do potencial dos recursos disponíveis em seu território. Urge transferir tais conceitos para a experiência municipal (REID *et al.* 1993; CINTRA, 2005; VIANA *et al.*, 2003).

Deste modo, a natureza do geoprocessamento propicia variedade e agilidade importantes na aplicação dos produtos georreferenciados. A melhor forma de obter tais informações, como também de adotar medidas preventivas mais eficazes contra os impactos negativos, é mapear detalhadamente as áreas de propriedades rurais e de empresas (PELLOW, 2006; BAZ *et al.*, 2008).

Os SIGs permitem a geração de um banco de dados comum, imprescindível ao gerenciamento e controle ambiental, a que todos podem tomar ter acesso. Por meio da integração de dados dos muitos órgãos envolvidos na tomada de decisão ou na avaliação de implantação de projetos, acelera-se o entendimento da interação multidisciplinar na prática dos projetos (HENKE-OLIVEIRA e SANTOS, 2000). Assim, estaria estabelecida uma nova etapa de gestão em que o uso comum de tais dados, muitos deles hoje dispostos isoladamente, seria prioridade. O SIG é uma ferramenta fundamental para o passo seguinte, ou seja, para a síntese de informações, objetivando a elaboração mais adequada de determinada ação em curso (TAULEIGNE GOMES e SERGIO, 2003; BOLFE *et al.*, 2004).

Com os mapas das variáveis de infra-estrutura, de aspectos sócio-econômicos e das potencialidades dos seus recursos naturais, tem-se conhecimento das áreas com alto potencial para futuras instalações e/ou localizações de novos investimentos ou, por exemplo, das áreas carentes de investimentos na melhoria do potencial das atividades de plantio, ou ainda das áreas passíveis à conservação. Assim, muitos problemas podem ser corrigidos antes mesmo de serem gerados (TSOU, 2004; SANTOS *et al.*, 2006; BRONAUT e FILHO, 2007).

As aplicações são diversas, tais como, a localização de fatores coincidentes - áreas com certa combinação de tipo de solo e vegetação ou áreas em uma cidade com uma alta taxa de criminalidade e baixo nível de renda -, atualizações de informações geográficas, mapas de cobertura florestal com cortes recentes ou atualização de mapas do uso da terra para mostrar recente conversão do uso agrícola para o desenvolvimento residencial (DRAPER *et al.*, 2003). Os serviços de administração municipal podem ser bastante beneficiados, baseando essas aplicações em seus muitos setores, como por exemplo, nas atividades de manutenção de horários ou para designar áreas para patrulhamento policial (BOLFE *et al.*, 2004; KUMAR e PEIFFER, 2006).

No mundo florestal, é muito comum o uso do SIG no planejamento de coleta de madeira, na proteção de habitats críticos para a vida selvagem, no cálculo de potencial madeireiro de uma área, na modelagem de incêndios florestais, na avaliação de planos alternativos de corte, no planejamento de localização de rotas para estradas, entre outros (WEIERS, *et al.* 2004; LUCAS, 1991). Informações sobre a composição de espécies, idade, altura, estrutura e condição dos talhões (unidades básicas adotadas nestes casos) derivam de fotos aéreas e posterior suporte por dados de campo. Outros dados comumente incluídos na composição de SIGs florestais são mapas de solos, reservas legais, informações históricas pertencente a cada talhão, tais como, época de corte, regeneração, construção de estradas, danos florestais ocorridos (WALKER e CRAIGHEAD, 1997a; BARROS FERRAZ, 2003).

2.1.6.1 - Ottobacias hidrográficas: método de codificação de bacias

O método de codificação de bacias hidrográficas desenvolvido pelo engenheiro Otto Pfafstetter consiste de um engenhoso procedimento de subdivisão e codificação de bacias hidrográficas, baseado em 10 algarismos vinculados à área de drenagem dos cursos d'água (PFAFSTETTER, 1989). É um método automatizado com delimitação virtual de áreas que

permite subdividir as bacias em vários níveis, até se chegar a uma pequena bacia, com um maior nível de detalhamento com uma base de dados única.

Esse procedimento metodológico possibilita sua utilização por entidades públicas e privadas, tendo sido adotado pelos principais órgãos de políticas públicas nacionais conforme o Plano Nacional de Recursos Hídricos. Busca-se contribuir para a unificação de informações e posteriormente possibilitar ações conjugadas na política de gestão nacional dos recursos hídricos (PNRH, 2004; ANA, 2008). Por essas razões, esse método foi utilizado neste trabalho.

O método baseia-se na topografia da área drenada, e faz com que a conectividade e a direção das linhas de drenagem (topologia) sejam respeitadas, por meio da elaboração de uma relação de hierarquia entre esses fatores. Assim, o método envolve o emprego de alguns poucos dígitos, que irão designar a relação topológica entre as bacias hidrográficas, que são definidas sistematicamente a montante e a jusante daquela bacia em estudo.

Cada número representa um nível que define a identidade de cada bacia, assim como seu rio principal e sua relação com as outras bacias, da mesma região hidrográfica, estendendo-se até o nível continental (SILVA, 1999). Neste método, *“a importância de qualquer rio está relacionada com a área de sua bacia hidrográfica”* (GALVÃO e MENESES, 2005). Sua avaliação baseia-se na distinção entre rio principal e tributário de acordo com o critério de área drenada. Assim, em qualquer confluência, o rio principal será sempre aquele que possui a maior área drenada entre os dois (MOREIRA *et al.* 2005).

Para Pfafstetter (1989), as bacias podem ser divididas em três tipos: bacias, interbacias e bacias internas. Definiu-se como bacia, as áreas as que *“não recebam drenagem de qualquer outra área de drenagem”*; as interbacias são bacias que não recebem *“fluxo de água de bacias a montante”*; e as bacias internas são áreas de drenagem que *“não contribuem com fluxo de água para outra sub-bacia ou para um corpo d’água”*, como é o caso dos oceanos e lagos (Galvão e Meneses, 2005).

Em sua aplicação, a metodologia das Ottobacias começa com o estabelecimento de níveis que vão desde a escala continental, que recebe o nível 1, até o âmbito da escala regional que será regido por códigos numéricos. Esses códigos serão aplicados *“às quatro maiores bacias hidrográficas identificadas, que drenam diretamente para o mar”* (GALVÃO e

MENSES, 2005) que receberão Algarismos pares, ou seja, 2, 4, 6 e 8, sentido jusante para montante do fluxo de sua drenagem ou rio principal (PFAFSTETTER, 1989).

Os tributários da drenagem principal agrupam-se para compor as interbacias que recebem, *“no mesmo sentido, os Algarismos ímpares 1, 3, 5, 7 e 9.”* Conseqüentemente, *“a interbacia 3 encontra-se entre as bacias 2 e 4, a interbacia 5 encontra-se entre as bacias 4 e 6, e assim sucessivamente”* (GALVÃO e MENSES, 2005). Considera-se o Algarismo de código zero (0) para a maior bacia fechada definida (PFAFSTETTER, 1989).

A fase divisória inicial, que origina bacias e interbacias, dá prosseguimento às subdivisões sucessivas, de maneira que *“a subdivisão da bacia 8 gera as bacias 82, 84, 86 e 88 e as interbacias 81, 83, 85, 87 e 89”* (GALVÃO e MENSES, 2005). E ampliando seu detalhamento, aplica-se o mesmo procedimento às interbacias resultantes da primeira divisão, *“de modo que a interbacia 5, por exemplo, se subdivide nas bacias 52, 54, 56 e 58 e nas interbacias 51, 53, 55, 57 e 59”* (GALVÃO e MENSES, 2005).

Em resumo, a divisão inicial recebe um número de zero a 10 de acordo com o nível ou escala continental até regional; esses Algarismos terão outros Algarismos a eles acrescidos indicando a etapa de subdivisão para designar o grau de conectividade da rede hidrográfica. Por fim, *“um último Algarismo caracteriza uma bacia hidrográfica (área que drena para um determinado rio). Da mesma forma, um último Algarismo ímpar caracteriza uma interbacia, e não uma bacia hidrográfica”* (GALVÃO e MENSES, 2005).

2.1.7 - A importância dos modelos da paisagem

Como já foi dito, estabelecer cenários alternativos e avaliar implicações ecológicas é um desafio. As probabilidades de transição entre padrões e estrutura da paisagem podem ser influenciadas por muitos fatores (elevação, distância para rodovias ou centro de mercado; densidade populacional; tamanho dos fragmentos). Os modelos são utilizados como ferramentas para apoio informativo e sua extrapolação, embora útil, é problemática. São úteis quando permitem a modelagem espacial de processamento básico de um território (por exemplo, uma bacia hidrográfica). Importantes resultados podem ser obtidos ao avaliar uma bacia, considerando os efeitos da magnitude e dos padrões espaciais de povoamentos humanos, práticas agrícolas na hidrologia, produtividade de plantas e ciclo de nutrientes na paisagem. (WEAR *et al.*, 1996; WHITE *et al.*, 1997; CONSTANZA *et al.*, 2002).

É importante quantificar os padrões da paisagem para elucidar a relação entre processos ecológicos e padrões espaciais. As medidas, análises, interpretações de padrões espaciais recebem muita atenção nas pesquisas. Nesse sentido, esta análise é antes uma ferramenta que uma meta. Assim, os objetivos da análise devem ser, a priori, especializados. Muitos métodos de mensuração mudam a resolução espacial do dado ou ampliam a área da paisagem. Por exemplo, diferentes resultados são obtidos analisando diferentes classificações dos mesmos dados ou usando diferentes regras de definição de fragmentos, e numerosas correlações ocorrem entre índices de padrões da paisagem. Nesse sentido, as avaliações temporais de dados são corriqueiras. (RITTERS *et al.*, 1995; CAIN *et al.*, 1997; TURNER, 2005).

A chave ou direção futura na pesquisa da ecologia da paisagem repousa na questão “interação”, apontada por várias correntes de pesquisa: interações entre múltiplos condutores que geram padrões espaciais, particularmente fatores biofísico e sócio-econômico; interações entre diferentes tipos e escalas de perturbações; interações entre níveis tróficos no mosaico da paisagem. Por essa razão, o uso de modelos é importante, especialmente na análise de distúrbios. As dinâmicas da paisagem são complexas, apresentando muitos componentes e compondo a miríade de interações entre esses componentes por meio de múltiplas escalas que resultam em complexos e surpreendentes comportamentos (SWETNAM *et al.* 1999; TURNER, 2005; GREEN e SADEDIN, 2005).

Algumas abordagens sobre análise e manejo ambiental adaptativo e avaliação integrada e modelagem envolvem modelos como parte integral do processo de manejo. Existem duas categorias de modelos de mudanças da vegetação: simulações, explicitamente não lineares (sistemas específicos), e modelos analíticos. Os modelos de simulação são replicáveis, seguidos de análises estatísticas. Também conhecidos por SELMS (*Spatial Explicit Landscape Models*) são mais adequados para estudos da paisagem e comumente estão integrados ao SIG (GOODCHILD, 1994; PERRY e ENRIGHT, 2006).

Ao construírem meios de avaliação muito diferentes, pelos vários ramos da física, geografia, ciências sociais, ecologia da paisagem, modelos em *grids*, geometria fractal, muitos SELMs continuam sendo desenvolvidos e usados ao longo das últimas duas décadas. Modelos de avaliação do nível da dinâmica da vegetação na paisagem, derivados de abordagens de automação celular, estão se tornando mais complexos e consideram a dinâmica local com mais detalhes, sob perspectiva de escalas que vão além das imediações do fenômeno

(FEDRA, 1993; PERRY e ENRIGHT, 2002).

Os modelos espaciais explícitos da paisagem (SELMS) estão evoluindo cada vez mais da condição de ferramenta de pesquisa para adquirirem importância significativa na gestão ambiental e monitoramento de grandes áreas, assim como de escalas temporais. Além do que, algumas abordagens aplicadas à gestão ambiental, como a Gestão e Avaliação Ambiental Adaptativa e a Modelagem e Avaliação Integrada, vêm adotando esses modelos como parte integrante do processo de gerenciamento (PARKER *et al.*, 2002; LACHOWSKI, 1994).

São modelos bastante agregados, com mudanças na composição da vegetação e estrutura em uma dada localização, normalmente indexada para alguma variável tal como, o tempo decorrente desde o último distúrbio. Sua limitação reside no fato de serem modelos individuais e idiossincráticos, desenvolvidos para sistemas e processos específicos e, na maioria das vezes, ausentes de um contexto integrativo (HORN *et al.* 1989; WALTERS *et al.* 2005; PARKER *et al.* 2002). Assim sendo, deve-se apenas considerar a estrutura original do modelo, ajustando-o à nova realidade por meio do desenvolvimento de equações para o local considerado.

Por sua vez, os modelos analíticos são baseados em sistemas de equações lineares. Conhecidos por *GAP Models*, são derivados em certo grau do modelo JABOWA de Botkin *et al.* (1972) ou Foret Model de Shugart (1984) e simulam o estabelecimento, crescimento e mortalidade de cada indivíduo em menos de 1 ha. Diferem na resolução espacial e extensão em que operam (paisagem $1-1 \times 10^7$ ha; Gap 0,1-1,0ha), embora operem sob extensão temporal similar. Em resumo, *Gap Models* empregam mecanismos de abordagem para simulação de dinâmicas de vegetação, ao passo que o SELMS utilizam abordagens mais estocásticas e agregadas (PAUSAS *et al.* 1997; GRIMM. 1999; PERRY e ENRIGHT. 2002).

A base dos modelos GAPs é a possibilidade de modelagem da mudança da vegetação segundo equações genéricas que podem ser parametrizadas a partir de conhecimentos básicos de fisiologia e biometria das espécies sob interesse de investigação. Os processos demográficos, como recrutamento e crescimento, são especificados como ótimos, são então reduzidos para refletir condições ambientais sub-ótimas, tais como limitação de luz e disponibilidade hídrica. Esta abordagem tem sido amplamente adotada e existem agora muitas variantes dos modelos originais (HORN *et al.*, 1989; PERRY e ENRIGHT, 2002).

As muitas variantes em sua estrutura básica diferem tanto em termos de processos

como de sistemas da dinâmica da vegetação que sejam simulados. Embora compartilhando uma linhagem comum, os modelos GAPS de mesmo sistema ou de sistema similar podem ser parametrizados diferentemente, representando os processos de nascimento, colonização, crescimento e mortalidade das espécies e podem ser bastante sensíveis, mesmo com a menor diferença em sua representação (SHUGART, 1984; GRIMM, 1999; VAN DER SLUIS *et al.*, 2003).

Apesar de a contínua evolução da informática ter alcançado grande poder de análise, a ponto de, por exemplo, modelos GAPS, inicialmente operados sob pequenas parcelas (tipicamente um hectare ou menos), agora serem aplicados em grandes áreas, não é realista esperar que um único modelo possa ser capaz de abordar toda a complexidade da dinâmica da paisagem, em toda sua vasta gama de espaço e de escalas temporais (LINDENMAYER, 1993).

2.1.8 - A metodologia de corredores ecológicos do IBAMA: considerações para seu aperfeiçoamento

Após a Eco 92, sediada no Rio de Janeiro, o conceito de desenvolvimento sustentável consolidou-se em todo mundo, propondo novos desafios e questionamentos profundos sobre o atual modelo de “crescimento econômico” e, conseqüentemente, o desafio de transformar a mentalidade da sociedade e dos governos. Assim, as unidades de conservação de uso sustentável têm-se tornado diretrizes de grande importância para as comunidades e para o desenvolvimento socioeconômico regional, pois visam a utilização de recursos preservando a integridade e a continuidade dos mesmos (AGENDA 21, 1996; MILLER, 1997).

Em paralelo, os órgãos governamentais responsáveis pelas Unidades de Conservação de Proteção Integral começaram a entender que não era possível administrar e manejar uma unidade, considerando exclusivamente seu espaço físico, limitado pelas cercas que definem seus limites. No documento da conservação da biodiversidade, “*Os Corredores das Florestas Neotropicais*” (AYRES *et al.*, 1997), foram discutidos avanços no conceito conservacionista e diversas versões seguiram a esta primeira até a avaliação do Projeto Corredores Ecológicos do IBAMA, em dezembro de 2000, consolidada na legislação federal art. 2 da Lei 9985/2000 (ARRUDA e NOGUEIRA DE SÁ, 2004; MILARÉ, 2007).

Nesse cenário, as estratégias compartilhadas e participativas de planejamento e gestão

sócio-ambiental destacam-se como as inovações mais significativas desta nova abordagem metodológica, sobretudo para os países em desenvolvimento na difícil tarefa de aliar desenvolvimento econômico à conservação da biodiversidade (MYERS, 2000). Alguns projetos já implantados estão dando bons frutos e gerando idéias para futuros projetos e ações, como é o caso dos corredores ecológicos Guaporé/Itenez-Mamoré, que abrangem áreas do Brasil e da Bolívia, e Araguaia-Bananal, entre outros (ARRUDA, 2004; AYRES *et al.*, 1997).

A metodologia adotada pelo IBAMA apóia-se nos doze princípios para a gestão de ecossistemas definidos pela comissão de Ecossistemas, Convenção da Biodiversidade (Maulby, 1998), que definem: os objetivos da gestão dos recursos naturais, que devem estar nas mãos da sociedade; a análise dos efeitos (reais ou possíveis) das atividades nos ecossistemas adjacentes e em outros ecossistemas; o enfoque ecossistêmico que deve considerar todas as formas de informação e conhecimentos pertinentes (MARTINS *et al.*, 1998b), inclusive os tradicionais; a compreensão e o manejo do ecossistema num contexto econômico; a manutenção dos serviços dos ecossistemas; o enfoque por ecossistemas, que deve aplicar-se às escalas espaciais e temporais apropriadas; o estabelecimento de objetivos em longo prazo (KESSELL, 1990; MILLER, 1997; GANEN, 2007).

Projetos dessa dimensão precisam de linhas mestras de conservação definidas, tais como o uso sustentável dos recursos naturais e fortalecimento social, que fazem a diferença em se tratando de desenvolvimento sustentável de modo integrado. Um bom exemplo de sua aplicação é o caso do corredor ecológico Guaporé/Itenez-Mamoré. Sua área envolve uma região de extrema diversidade biológica, abrangendo quatro ecorregiões sul-americanas, a saber, a floresta úmida tropical, florestas úmidas do sudoeste da Amazônia, florestas úmidas de Rondônia - Mato Grosso e também pântanos e florestas de galeria do Departamento de Beni, Bolívia, além de bacias hidrográficas e territórios indígenas, inclusas vinte e uma unidades federais e estaduais de proteção integral (ARRUDA, 2004).

Para Arruda (1999; 2004), a metodologia do IBAMA é eficaz, no que concerne à política de integração da biodiversidade, conservação e desenvolvimento socioeconômico. Contudo, uma importante contribuição ao desafio dos atuais e futuros projetos será a utilização da renovação e do uso da criatividade das comunidades que vivem nas áreas abrangidas pelos corredores ecológicos, como uma forma de desenvolvimento. A etapa de eleição de alternativas sustentáveis para os setores produtivos seria mais eficiente, se fossem incentivadas empresas inovadoras portadoras de inovações sustentáveis (SERAGELDIM,

1996; HAWKEN *et al.*, 1999).

Agindo assim, a implantação de certificação ambiental para produtos gerados nas regiões evoluiria com mais consistência, embora esse assunto ainda pareça passar distante do aperfeiçoamento do processo. É imprescindível a indexação, no projeto piloto, de um mecanismo que ouça as comunidades mais profundamente e obtenha conhecimento sobre suas dificuldades e necessidades, com posterior inclusão em banco de dados. Essa medida incluiria saneamento básico, acesso à saúde pública, educação básica e profissionalizante, além da realização de atividades econômicas empreendedoras, que utilizem as próprias riquezas geradas pela biodiversidade local inseridas nos corredores (HAWKEN *et al.*, 1999).

Embora a atual metodologia trabalhe implantando ações nas três escalas de conservação (espécie, habitats e ecossistemas), ela ainda necessita de aperfeiçoamento. Muitas vezes, uma simples definição por gestão de ecossistemas, embora correta, tem a tendência de provocar avaliações e ações sob inadequação de foco. A razão disso está no fato de o Brasil ser um país de proporções gigantescas e as bases de dados cartográficos existentes, que poderiam apoiar estas análises, serem ainda ineficientes. Seria muito útil a construção de modelos que completassem essa lacuna indicando essas expectativas, ou seja, que indicassem ajustes nas escalas maiores ocupando espaços geográficos vazios, deixados pela análise feita em pequenas escalas (XAVIER DA SILVA, 1993; BOYCE *et al.*, 2003; GANEM, 2007).

Quando se pensa em escalas maiores, as áreas de reserva legal passam a ser outro ponto relevante para o aproveitamento sistemático de rotas de corredores ecológicos aumentando as opções para a atual metodologia. Basta lembrar que os princípios jurídicos da supremacia do interesse público e da indisponibilidade do interesse público devem ser respeitados, ou seja, o interesse público deve prevalecer sobre o privado na questão de proteção ambiental (CONSTITUIÇÃO FEDERAL, 1988).

Em seu conceito, definido na forma da Lei 4.771 (1965), de 15 de setembro de 1965, art. 1º, III a Reserva Legal é uma

área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas. E segue no art. 16, § 2º A vegetação da reserva legal não pode ser suprimida, podendo apenas ser utilizada sob regime de manejo florestal sustentável, de acordo com princípios e critérios técnicos e científicos estabelecidos no regulamento.

A reserva legal é um instrumento para o planejamento da paisagem, se estiver bem alocada e espacialmente definida, pois pode promover o estabelecimento de corredores ecológicos, possibilitando que áreas degradadas sejam recuperadas e promovam retorno financeiro aos seus proprietários como, por exemplo, na implantação de sistemas agroflorestais, agroextrativismo, turismo rural e ecoturismo. A metodologia atual não contempla um modelo sistemático de controle e aproveitamento desses importantes recursos disponíveis. (CARNEIRO E COELHO, 1987; TOLEDO e GHILARDI, 2000).

Um passo importante nessa direção foi dado pelo IBAMA ao sistematizar a etapa de planejamento em níveis ecológicos que passam a ser definidos por Eco-setor ou Eco-distrito, abrangendo escalas entre 1:50.000 a 1:250.000 no primeiro setor ou 1:100.000 a 1:500.000 no segundo. É neste ponto que a proposta deste trabalho torna-se especial. Nessa nova medida, a implantação de corredores ecológicos é vista como uma saída para reduzir a fragmentação dos biomas nas escalas acima apresentadas, mas, infelizmente, está encontrando problemas fundamentais para sua implantação. Dentre os principais problemas estão as questões fundiárias e a falta de integração dos atores (MMA/IBAMA, 2002; IBAMA/SIUC, 2002; ARRUDA, 2004).

A análise do diagnóstico de riscos ambientais, partindo do parâmetro para delimitação das áreas baseada em unidades geomorfológicas, bacias hidrográficas, como é a proposição desta tese, permite a leitura de impactos antrópicos negativos a médio e longo prazo, especialmente sobre as áreas de vegetação nativa, e possibilita o refinamento das bases de dados geográficos, com informações importantes para a tomada de decisão. Aperfeiçoa-se a gestão, garantindo a sustentabilidade regional a longo prazo. Sustentabilidade é uma questão de gestão de riscos. Assim, as áreas núcleos tornam-se prioridade para passagem de rotas dos corredores ecológicos e podem ser integradas à atual metodologia do IBAMA, tanto no nível de Eco-distrito como de Eco-setor, ampliando o grau de detalhamento das avaliações técnicas sem maiores dificuldades. (ARRUDA, 2004; CARDOSO e CORRÊA, 2004; CASTRO *et al.*, 2005).

De acordo com Ganem (2007), a construção de corredores ecológicos demanda ações coordenadas entre o poder público, as organizações não-governamentais (ONGs), os empresários e os produtores rurais. Entende-se por poder público, principalmente, IBAMA, INCRA, OEMAs e Ministério Público. Para tanto, é necessário um cadastramento georreferenciado consistente das propriedades rurais como previsto na legislação, pois apenas

com a regularização fundiária é possível viabilizar a interligação de unidades de conservação através de corredores, aproveitando de forma planejada as áreas de reserva legal com benefícios sócio-ambientais (WALLACE *et al.*, 2008).

O INCRA é o órgão responsável pela cobrança do georreferenciamento das propriedades rurais, mas infelizmente essa etapa ocorre lentamente e poucas propriedades foram cadastradas até o momento. Embora recentes, iniciativas como o Programa de Revisão, Regularização e Monitoramento das Áreas de Reserva Legal e de Preservação Permanente – PROLEGAL, instituído pela Portaria nº 01, de 07 de maio de 2007 do IBAMA/Superintendência de Goiás, que pretende realizar o levantamento das propriedades rurais gerando indicativos da qualidade, quantidade das áreas de reserva legal e mitigação de passivos ambientais, podem integrar a metodologia de corredores ecológicos atual em trabalhos futuros.

Na etapa de implantação dos projetos, a busca por parceiros para a concretização de melhorias deve ser uma prioridade, juntamente com a disseminação de informação e fortalecimento da educação ambiental. A desburocratização é uma medida de extrema urgência para aproximar as comunidades e os investidores. O Sistema de Informações Geográficas (SIG) é uma das grandes ferramentas para o planejamento e a tomada de ações visando a descentralização de informações e a organização das mesmas em padrões espaciais referenciados (MARULLI e MALLARACH, 2005). Uma medida inovadora para esta etapa seria disponibilizar um SIG com informações amplas para as comunidades e com os mecanismos de utilização sustentável das áreas, integrados ao Governo Federal.

O Sistema de Informações Geográficas ampliado, incorporado à metodologia atual, deve fornecer mais informações temporais e espaciais pontuais, capazes de identificar regiões com maior potencial econômico para futuros investimentos, bem como mais dados a respeito dos efeitos provocados sobre as principais espécies representativas dos biomas ou aquelas com características deficientes e que necessitam de melhorias. Tal ferramenta tecnológica pode auxiliar a compreensão da vulnerabilidade natural e o mapeamento dos recursos naturais e sócio-econômicos locais, indispensáveis ao desenvolvimento de um trabalho alinhado com o contexto da responsabilidade sócio-ambiental.

A proposta do PROLEGAL é integradora uma vez que não se baseia apenas em multar o produtor rural, envolvendo o Ministério Público, produtores rurais e o próprio IBAMA, para que, em comum acordo, por meio da regularização ambiental da propriedade, haja

manutenção e/ou recuperação efetiva das áreas de reserva legal e das áreas de preservação permanente. Segundo Arruda (2004), “*os corredores ecológicos podem ter papel significativo para as áreas protegidas*” e o eco-turismo é um dos caminhos. Para tanto, é necessário que os atores envolvidos estejam integrados e que o INCRA resolva a questão do cadastramento das propriedades rurais. Assim, poderiam ser estimados valores de terras como custos de oportunidades de usos alternativos (NAIDO e ADAMOWICZ, 2008).

O monitoramento de impactos dos corredores ecológicos na conservação dos recursos naturais pode ser realizado através do método de amostragem, para avaliar as mudanças provocadas pela vegetação ao longo dos próximos 15 anos. Tais mudanças foram verificadas por Damschen *et al.* (2006) em uma vasta área de floresta de pinus na Carolina do Sul, dividida em seis parcelas experimentais de 500 m². Ao longo de cinco anos, as manchas de habitats, que foram conectadas a outras manchas através de corredores, apresentaram um crescimento de cerca de 20% no número de espécies de plantas em cada parcela, comparando com as manchas isoladas.

Como foi visto até aqui, interação é o tema chave na pesquisa da paisagem nos próximos 15 anos. Os fatores biofísicos e sócio-econômicos possuem muitos canais para a formação dos padrões da paisagem e serão necessários novos modelos de controle capazes de inseri-los em escalas maiores, reforçando a metodologia já construída (BLACK *et al.* 2003; KENT, 2006). Aqui reside a maior consideração desta análise: o conceito de escala de conservação permitiu a gestão de grandes áreas, mas não garante o nítido controle do que ocorre nestas mesmas áreas, em escalas maiores. Os corredores estão muito vinculados a esses padrões (WIENS, 1989; LEVIN, 1992).

Esperam-se estudos que conduzam análises de diferentes interações entre níveis tróficos no mosaico da paisagem a fim de contribuir com futuras decisões em prol dos alinhamentos de rotas. Muitas rotas são criadas exclusivamente para uma determinada espécie de animal (FISCHER *et al.*, 2006). Indicadores ambientais importantes tendem a surgir e ser incluídos na avaliação (AYRES, 1997; MIRANDA e TEIXEIRA, 2004).

Mais ainda, na etapa de execução de ações prioritárias, para todos os agentes envolvidos, seria bastante oportuno que fossem devidamente catalogadas e monitoradas todas as ONGs envolvidas. Atualmente, existem mais de 300 ONGs internacionais atuando na Amazônia, número que indica a necessidade de maior controle de suas atividades, já que sua

influência atinge o Comitê Gestor e o projeto final, afinal os interesses reais dos envolvidos na construção dos corredores precisam ser garantidos.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Material e métodos

Nesta etapa, apresentam-se o material e os métodos empregados na execução do trabalho, divididos em seis itens: coleta de informações preexistentes, interpretação de imagens de sensoriamento remoto, realização do trabalho de campo, elaboração dos documentos cartográficos básicos e secundários e elaboração das cartas de riscos e corredores ecológicos, utilizando os *softwares* Envi, versão 4.0 da RSI Inc (tratamento de imagens), e PC Arc/Info versão 8.0 e PC ArcView da ESRI, versão 3.2.

3.1.1 - Área de estudo

Adotou-se, como área de estudo, o quadrilátero limitado entre as coordenadas: latitude S 15°75'00", longitude W 49°12'00" e latitude S 15°94'00", longitude W 48°82'00", compreendendo toda a sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas (Ottobacia nível 4), localizada na região Centro-Leste do Município de Pirenópolis (GO), no entorno de Brasília (figuras 2 e 3). Sua área total é de aproximadamente 31267.762 ha., sendo parte integrante da região do EcoMuseu do Cerrado (figuras 2 e 4) e integra a área do corredor ecológico Paraná-Pireneus, criado pelo IBAMA (figura 1).

A sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas foi construída com base na metodologia das Ottobacias Hidrográficas, que vem sendo adotada pelos principais órgãos de planejamento federal e estadual do Brasil (PFAFSTETTER, 1989; GALVÃO e MENESES, 2005). Trata-se de uma metodologia que tem como base de classificação o aproveitamento da proporcionalidade dos deflúvios anuais dos rios às áreas das suas bacias hidrográficas. A importância de um curso d'água nesta classificação é medida pela área de sua bacia hidrográfica e pela numeração que rios de maior importância irão receber, ou seja, os números 2, 4, 6 e 8 e níveis de 1 a 5 (PFAFSTETTER, 1989). Em seu entorno ocorrem: APAs (Planalto Central; São Bartolomeu; da Bacia do Rio Descoberto e Nascentes do Rio Vermelho); reservas ecológicas (Águas Emendadas; do Gama; do Guará; e IBGE), parques nacionais (Chapada dos Veadeiros; de Brasília), terras indígenas (Tapuyo; Ava Canoeiro), em seu interior, algumas RPPNs (Fazenda Arruda, Gleba Vargem Grande I, Santuário de Vida

Silvestre Flor das águas). Registram-se ainda, vizinhas à área de estudo, as RPPNs Fazenda Vaga Fogo e Reserva Santuário de Gabriel.

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO (SUB-BACIA) NA REGIÃO DO ECOMUSEU DO CERRADO (GO)

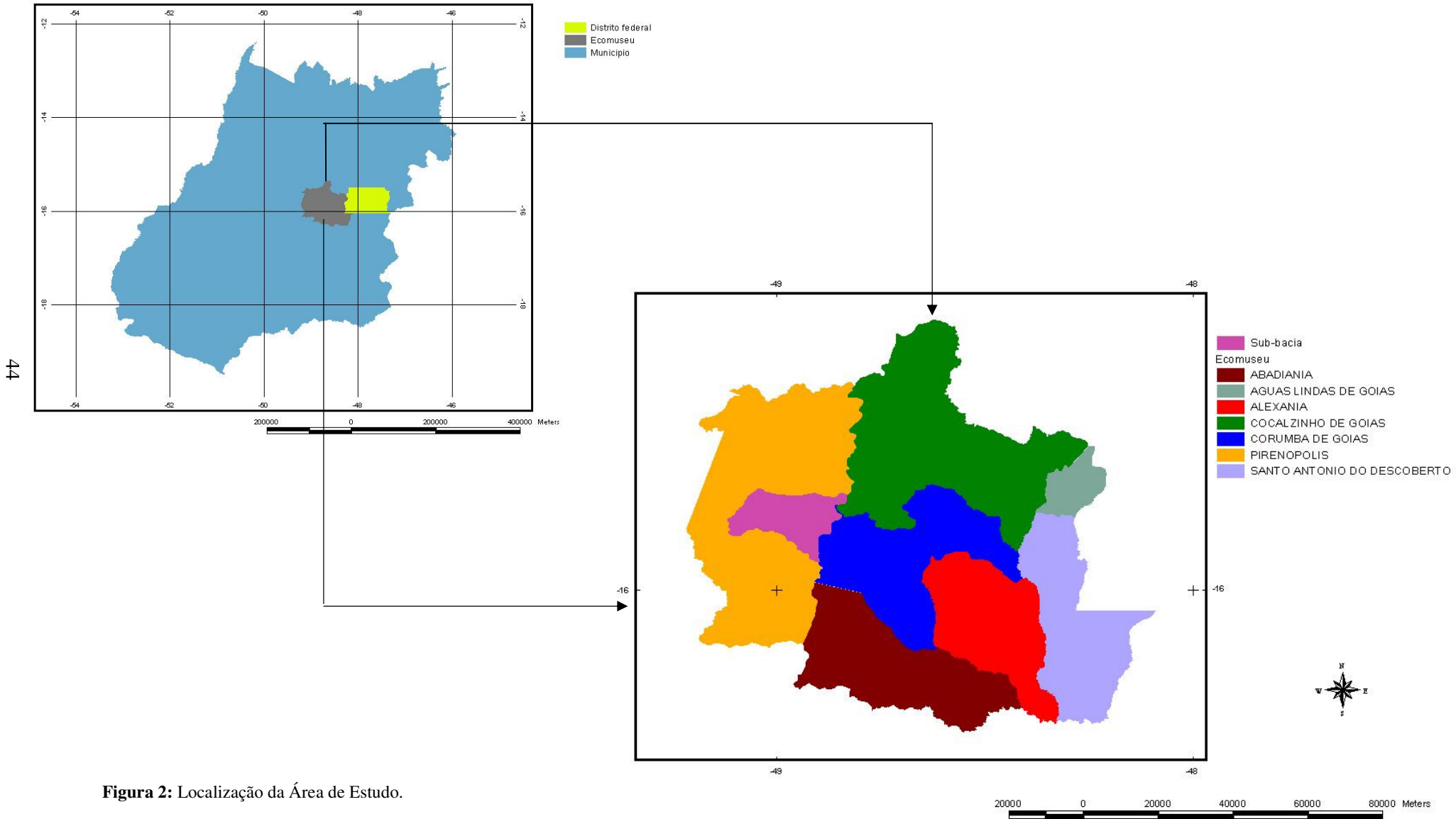


Figura 2: Localização da Área de Estudo.

IMAGEM DA AREA DE ESTUDO: SUB-BACIA DO RIO DAS ALMAS (GO)

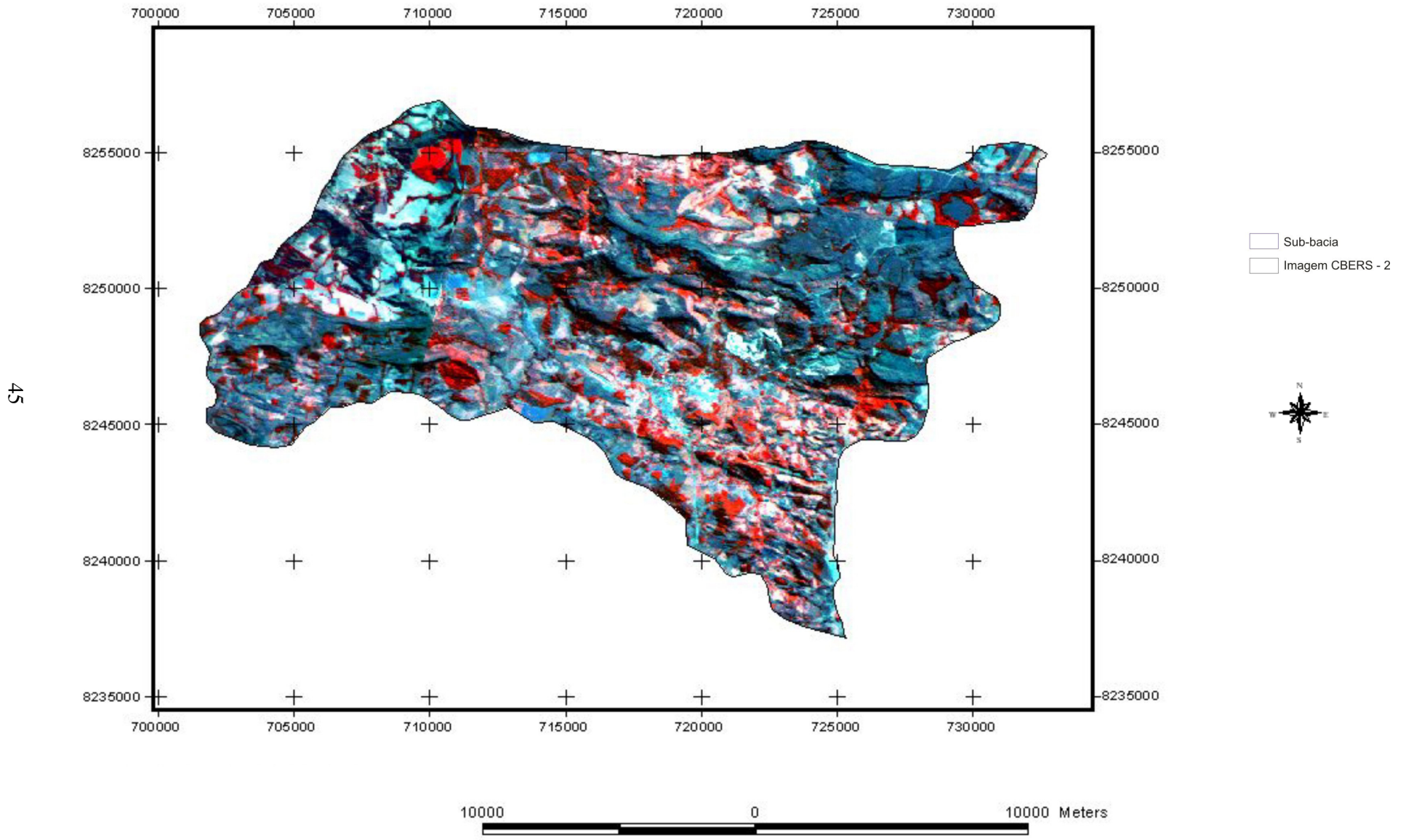


Figura 3: Imagem da Área de Estudo: Sub-Bacia do Rio das Almas.

3.1.2 - Solos e clima

Os solos da região da área de estudo se caracterizam pela pedregosidade ou rochosoidade, pelo relevo montanhoso e escarpado e pela baixa fertilidade em razão da baixa ocorrência de nutrientes e excesso de alumínio, daí serem, de modo geral, desaconselháveis ao uso agrícola. De acordo com a classificação brasileira de solos, essas grandes áreas são definidas como latossolo vermelho-amarelo distrófico, neossolos litólicos (+RL12); nos relevos fortemente ondulados, ocorrem os cambissolos distróficos. Na classificação norte americana são denominados “*Entisols*”, com

horizonte A ou O hístico com menos de 40 cm de espessura, assentados diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C ou Cr ou sobre material com 90% (por volume) ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2 mm (cascalhos, calhaus e matacões). Pode ocorrer horizonte B, em início de formação, cuja espessura não satisfaz a qualquer tipo de horizonte B diagnóstico (BRADY e WEIL, 1996; EMBRAPA, 2006).

O clima do local, conforme a classificação de Köppen, pertence ao tipo AW, ou seja, "Tropical de savana", clima sub-úmido tropical (A) com duas estações definidas, uma seca no inverno e outra úmida no verão (w), sendo que 75% das chuvas ocorrem nos meses de junho a setembro. A precipitação média anual está em torno de 1800 mm., com períodos de estiagem indo de maio a agosto (INMET, 2006). A temperatura média anual no município de Pirenópolis é de 22°C, sendo os meses de setembro e outubro os mais quentes podendo alcançar 34°C, ao passo que a temperatura mínima alcança 16°C, em julho. Essas condições atmosféricas resultam em potencial de evapotranspiração elevada (1700-1800 mm/ano) acarretando déficit hídrico (EITEN, 1972).

3.1.3 - Coleta de informações preexistentes

A investigação deu-se junto aos órgãos públicos municipais, estaduais e federais relacionados com abastecimento de água e meio ambiente, às empresas particulares com atividades afins, bem como junto a universidades, visando a obtenção de informações de trabalhos realizados ou em realização que se referiam, de forma parcial ou total, à área de estudo. Tais informações estão constituídas, basicamente, em material bibliográfico (principalmente artigos e relatórios técnicos) e produtos cartográficos (mapas, cartas, fotografias aéreas e imagens de satélite).

Para este trabalho, as informações foram selecionadas em função de seu aproveitamento na elaboração da base cartográfica e, conseqüentemente, de sua contribuição no processo de interpretação da imagem de satélite e das fotografias aéreas, de modo a assegurar uma boa qualidade do mapa final, de acordo com observação cuidadosa dos princípios básicos de cartografia (existência de coordenadas, projeção cartográfica etc.).

Considerou-se imprópria a utilização dos dados cartográficos do mapa de pedologia, em virtude de sua escala pequena na região (1: 500.000) e possíveis áreas com cadastros rurais, uma vez que o referido dado não foi encontrado no INCRA nem nos órgãos ambientais consultados (IBGE e Agência Rural); além de não atenderem aos princípios básicos da cartografia, não estando espacialmente uniformizados em padrões apropriados, estes últimos estão disponíveis como dados isolados, sem um relatório esclarecedor, impossibilitando conhecer as informações detalhadas, assim como a metodologia utilizada e sua localização precisa.

Quanto à utilização das informações coletadas, seguiu-se uma ordem estabelecida em função da data de elaboração e autoria, preferindo os trabalhos mais recentes e elaborados por órgãos com maior tradição em levantamentos sistemáticos de cunho regional, atendendo às recomendações de Vieira (1991), Xavier da Silva (1993) e Marulli e Mallarach (2005). Nesta fase, também está inclusa a correção da imagem de satélite e digitalização dos limites da área de estudo, topografia e drenagem da folha topográfica SD-22-Z-D-V, denominada “Pirenópolis”.

3.2 - Interpretação de imagens de sensoriamento remoto

A interpretação de imagens de sensoriamento remoto consistiu na interpretação de imagens do sensor CCD do satélite CBERS-2 para a adequação dos mapas de usos do solo, bem como para a elaboração do mapa de cobertura vegetal e hidrografia, além da interpretação dos dados oriundos do sistema SRTM (*Spatial Radar Thematic Map*) em 2000 (escala aproximada 1:50.000), com o intuito de identificar as quebras de relevo e os pontos ideais para as observações de campo, necessários à elaboração do mapa de unidades de conservação.

Em função das fotografias aéreas não estarem ortoretificadas, efetuou-se um ajuste manual das quebras de relevo e pontos ideais de observação interpretados, de modo a eliminar

as distorções existentes. Tal ajuste consistiu na superposição de um *overlay* com a drenagem da área de estudo, a imagem interpretada da região, o delineamento de quebras de relevo e os pontos ideais de observação menos distorcidos (baseados na vegetação, rios e relevo), e posterior reinterpretação destes na imagem corrigida para georreferenciamento, sendo checados inicialmente com os dados georreferenciados pelo SIEG-GO e confirmados na base cartográfica utilizada (folha topográfica SD-22-Z-D-V). Ainda nesta fase, planejou-se todo o trabalho de campo, incluindo a elaboração do mapa e fichas de campo, o estabelecimento de rotas e organização dos materiais e equipamentos necessários (veículo, combustível, mapa de campo, imagem, GPS e máquina fotográfica).

3.2.1 - Realização do trabalho de campo

Na execução do trabalho de campo, procurou-se efetuar as descrições e/ou amostragens o mais próximo possível dos pontos ideais de observação (definidos na interpretação preliminar de imagens de sensoriamento remoto) e sempre priorizando os locais com maior perspectiva de impacto urbano e fitofisionomia arbórea, tais como, áreas de escavações e barrancos de erosão, entroncamento de estradas, hidrografia, vegetação (cerradão, cerrado, mata ciliar e mata seca).

Por fim, para cada área foram feitas anotações para correção da classificação da vegetação e das informações de genéricas (identificação) e relativas aos aspectos geomorfológicos, e registro fotográfico das feições observadas. Eliminaram-se as dúvidas remanescentes sobre a adequação dos mapas, em relação à posição espacial dos dados georreferenciados e das possíveis áreas modeladas a serem utilizadas para uso de corredores, bem como as dúvidas remanescentes sobre os mapas de cobertura e uso da terra. Foram realizadas três idas a campo pra confrontação dos dados de usos do solo, drenagens, estradas, unidades de conservação, fontes vitais para o trabalho. Os dados finais foram confrontados com sucesso com a área de estudo para confirmação dos resultados de escritório.

3.3 - Elaboração dos documentos cartográficos

Foram elaborados 7 (sete) documentos cartográficos básicos, a partir das informações obtidas nas etapas de coleta de informações preexistentes, interpretação de imagens de sensoriamento remoto e trabalho de campo, utilizando como base os elementos da imagem

CBERS-2 e da folha topográfica Pirenópolis (SD-22-Z-D-V), escala 1: 250.000. Os dados vetoriais, extraídos da imagem de satélite, assim com os obtidos junto ao SIEG-GO, nos formatos “evf” e “shp”, foram transformados em bases do ArcInfo e, posteriormente, reconduzidos para os formatos “*shape*” do ArcView3.2, esses definitivos.

Na tabela de atributos dos principais documentos cartográficos elaborados (considerando a estrutura do software utilizado - PC ArcView 3.2), adicionaram-se campos para a atribuição, de pesos referentes ao processo de expansão urbana, declividade e proximidade hidrográfica, às atividades antrópicas passíveis de alteração significativa ao meio ambiente. Usos do solo e vegetação tiveram predefinidos seus valores de peso apenas para cruzamentos em etapa posterior. Sua concepção seguiu os procedimentos naturais de extração de bases, via imagem. Os pesos numericamente atribuídos enfatizaram fatores ambientais favoráveis aos corredores ecológicos, em detrimento daqueles que lhes eram contrários. Tais pesos são avaliações relativas, úteis nas operações de análise geográfica, para a geração das cartas de riscos e corredores ecológicos (Tabela 1), conforme Xavier da Silva, (1993) e Marulli e Mallarach (2005).

3.3.1 - Elaboração dos documentos cartográficos básicos

3.3.1.1 – Carta-imagem da área de estudo

A carta-imagem foi elaborada a partir da correção geométrica da imagem do sensor CCD do satélite CBERS-2, órbita/ponto 222/71, obtida em 16 de Agosto de 2004 (70 pontos de controle igualmente observados nas cartas topográficas do IBGE/DSG e na imagem) e superposição no software PC ArcView das principais drenagens, principais rodovias, limites da cidade de Pirenópolis sobre a imagem em composição colorida – CCD2 (R), CCD3 (G) e CCD1 (B). No processo de correção da imagem, foi utilizada a versão 4.0 do software Envi para processamento de imagens. Essa carta fornece uma visão panorâmica da paisagem (relevo e cobertura vegetal) e dos padrões de ocupação da área de estudo. A carta imagem da área de estudo encontra-se na figura 2.

3.3.1.2 - Mapa de microbacias hidrográficas

O mapa da Sub-bacia do Rio das Almas foi obtido a partir da Ottobacia nível 4 na

escala de 1: 250.000, posteriormente isolada e retirada para compor a área de estudo. Para tanto, digitalizaram-se os divisores d'água existentes em Pirenópolis e cursos d'água da carta topográfica do IBGE/DSG (SD-22-Z-D-V), escala 1: 250.000, para posterior superposição no software PC ArcView da cota de altitude de relevo, principais rodovias, além dos limites das áreas urbanas (Figura 4).

3.4. - Mapas básicos

Os mapas básicos consistem nos mapa da área de estudo com temas específicos adotados como variáveis mínimas necessárias para a construção de corredores ecológicos. Neste método, os mapas básicos foram elaborados a partir da digitalização dos elementos vindos da folha topográfica denominada Pirenópolis (SD-22-Z-D-V) e dos vetores oriundos das bases de dados do SIEG-GO, na escala 1: 250.000, que foram confrontados e atualizados pela imagem CBERS-2, gerando: uso atual do solo, vegetação, hidrografia, declividade, proximidade a centros urbanos, proximidade a estradas, proximidade hidrográfica, principais rodovias e limites das áreas urbanas. Esses mapas foram utilizados como base para a elaboração dos demais documentos cartográficos secundários, apresentados neste trabalho.

O presente modelo foi testado para a escala de 1: 250.000 e representou importante ferramenta para identificação de áreas preservadas. Embora as imagens CBERS permitam chegar a escalas ainda maiores, como, por exemplo, 1: 50.000, a expansão da área em estudo, com seus 31.267 ha, não foi testada sob escalas maiores para efeito de comparação de limites para aplicação. Como a base dos dados é oriunda prioritariamente de dados do SIEG-GO e IBGE, produzidos em escalas de 1: 250.000, as avaliações ficariam comprometidas além dessa dimensão, para nosso caso. É possível sua aplicação em escalas regionais ainda maiores, caso os dados obtidos em seu conjunto a acompanhem.

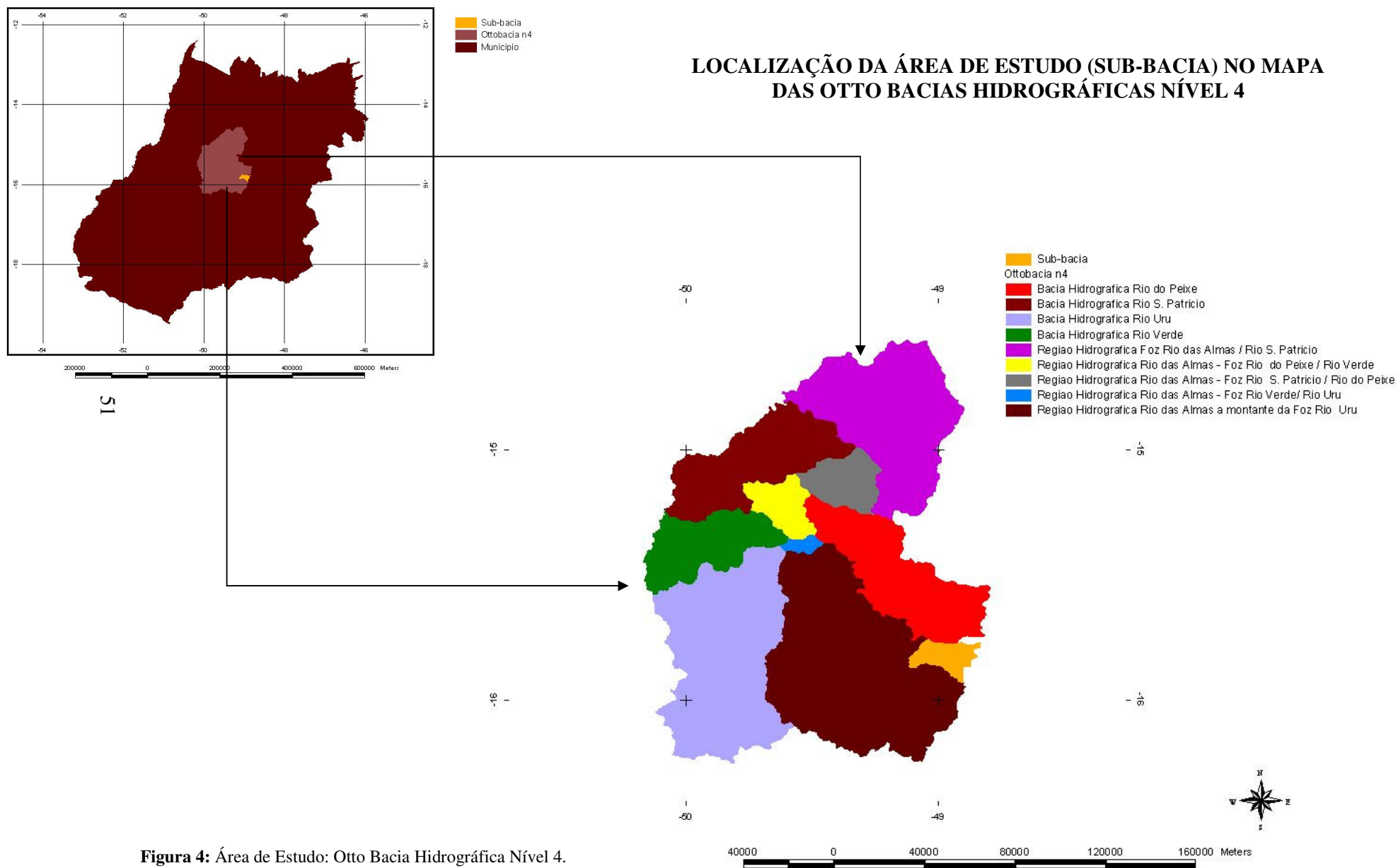


Figura 4: Área de Estudo: Otto Bacía Hidrográfica Nível 4.

Por meio do uso do programa de processamento de imagem Envi 4.0, a imagem de satélite CBERS-2, composição colorida RGB (2,3,1), de 2004, foi georreferenciada posteriormente com base nas coordenadas UTM da carta topográfica Pirenópolis, na escala 1:250.000, com a qual foram comparados os dados vetoriais obtidos pela digitalização da hidrografia, sistema viário, curvas de nível e pontos cotados; estes últimos, originados no sistema SRTM (*Spatial Radar Thematic Map*), voo de Radar realizado pela NASA, no ano 2000. Em seguida, as curvas vetorizadas no programa ArcView 3.2 para geração do relevo em superfície “.Tin” por triangulação.

Os dados dos mapas básicos foram analisados conforme o procedimento de Xavier da Silva (1993) e com ajuste sob a metodologia de Saito *et al.* (2003), ou seja, receberam campos específicos nos quais foram atribuídos pesos aos parâmetros, segundo a importância do critério em relação ao objetivo final das análises, os corredores ecológicos. Assim, foram criados 4 campos de notas para suas respectivas categorias, também variáveis. São eles: plano de informação, classes de legenda, nota atribuída às classes de legenda, produto final. Este último é o resultado do produto das notas das classes pelo seu respectivo plano de informação. Os pesos adotados e seus produtos se encontram na Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003) e no fluxograma descritivo das atividades.

Os pesos atribuídos ao plano de informação e às notas específicas foram construídos levando em consideração o destaque das áreas relevantes à passagem de rotas de corredores ecológicos, tendo como base avaliações subjetivas para sua conceituação. Cada classe selecionada recebeu um valor numérico pré-determinado, de acordo com a sua contribuição ao objetivo das análises, ou seja, se eram mais ou menos úteis para a construção de rotas de conservação da biodiversidade. Foram adotados, para o plano de informação, valores aleatórios distintos, a fim de distinguir possíveis proximidades nas margens ou nível dos valores finais obtidos. Assim, assegura-se a identificação de áreas potenciais, permissíveis às passagens de rotas eficazes.

3.4.1 - Carta de declividades

Essa carta foi elaborada a partir de estudos preliminares dos dados vetoriais de relevo, fornecidos pelo SIEG-GO e, em seguida, confrontados com o modelo SRTM (*Spatial Radar Thematic Mapper*) baseado em curvas de nível por meio da elaboração de um modelo digital de

elevação, resultante da aplicação do interpolador de grade triangular do *software* ArcView 3.2. Obtido o modelo digital de elevação, procedeu-se o fatiamento do mesmo, segundo as classes propostas por Saito *et al* (2003) - 0 a 5 %; 5 a 10 %; 10 a 15 %; 15 a 20 %; e > 20 %. Após o fatiamento, o plano de informação foi exportado para o PC Arc/Info e editado para a eliminação de polígonos insignificantes e elaboração do *layout* final da carta no PC ArcView (Figura 1; Tabela 1). A escolha deste último representou uma óbvia vantagem de detalhamento dos dados (escala 1:50.000), possibilitando melhores resultados (Tabela 1; SIEG-GO, 2004; MARULLI e MALLARACH, 2005).

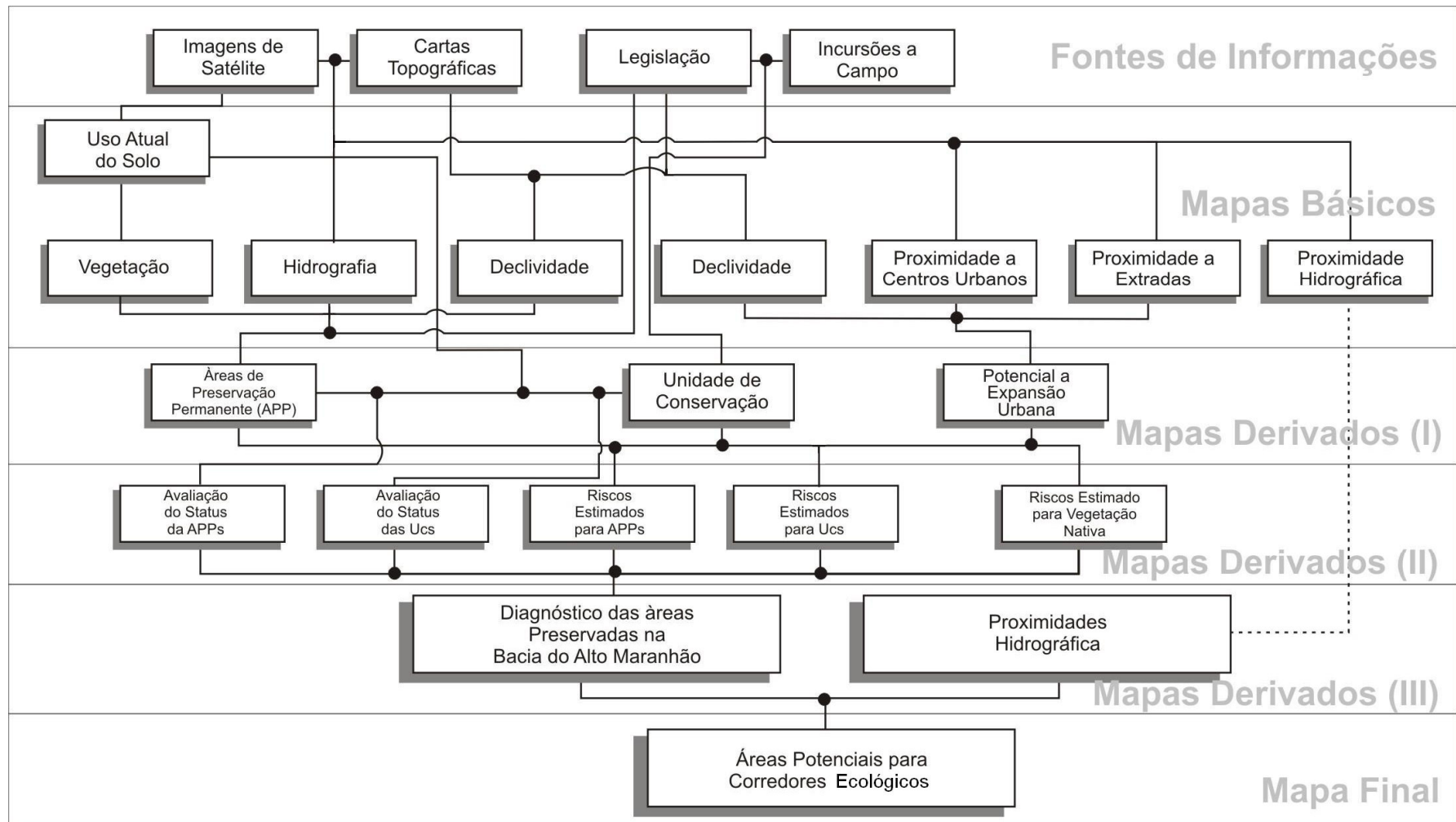


Figura 5: Fluxograma das atividades (modificado de Saito et al, 2003).

3.4.2 - Mapa de cobertura ou usos do solo

O mapa de cobertura e uso da terra foi elaborado a partir da imagem CCD do satélite CBERS-2, órbita/ponto 222/71, obtida em agosto de 2004, na base de dados do Governo do Estado de Goiás, SIEG-GO, utilizando a versão 4.0 do software Envi para processamento de imagens e interpretação visual da mesma, impressa em composição colorida - CCD2 (R), CCD3 (G) e CCD1 (B), na escala 1: 250.000.

Na elaboração desse mapa, procurou-se identificar, além das classes mais usuais em mapas desse tipo, algumas de grande interesse à conservação do bioma Cerrado para fins de uso possível de rota de corredores e áreas de impedimento natural, tais como: áreas urbanas, áreas de solos expostos, fitofisionomias de vegetação lenhosa. Adotou-se a descrição das classes segundo padrões corriqueiros de avaliação de vegetação, baseados em análise espectral no escritório e com verificação de campo. Posteriormente, foi aberto um campo em cada tipologia (banco de dados) e inseriram-se os valores de pesos para cada tema, conforme Saito *et al.* (2003). A Tabela 1 apresenta as classes identificadas na elaboração do mapa de usos do solo.

3.4.3 - Mapa de vegetação

O mapa da vegetação da sub-bacia, compreende as principais fitofisionomias verificadas na região, apresentando basicamente as formações de cerradão, cerrado *strictu sensu*, mata ciliar, mata de encosta, campo limpo e campo sujo. Esse mapa foi originado da extração dos polígonos obtidos no mapa anteriormente descrito ou mapa de usos dos solos. Seus polígonos foram mantidos com as respectivas atualizações de pesos ou campos destinados aos cruzamentos futuros, descritos na Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003). O objetivo foi evoluir desse mapa a fim de integrá-lo, por meio de *overlays* e/ou análises ambientais, para obtenção de novas unidades de conservação representativas dos cerrados, de enorme importância para a preservação da biodiversidade como rotas naturais de corredores.

3.4.4 - Mapa de hidrografia

Os mapas de hidrografia foram feitos a partir dos dados vetoriais disponíveis no SIEG-

GO e atualizados pela imagem CBERS-2, ano 2004. Cada vetor foi sobreposto na imagem e submetido ao processo de edição, com a finalidade de ajustar algumas distorções naturais dos vetores e complementar novos traçados existentes, não presentes na época da elaboração do mapa cartográfico da folha Pirenópolis (SD-22-Z-D-V). De acordo com a Tabela 1, foi atribuído ao seu plano de informação o valor 37 e avaliada a largura dos rios, que não ultrapassou o máximo de 10 a 50 metros. Foi adotado o valor 3 em seu campo de nota, gerado por meio de técnicas de *buffers*, conforme adotou a Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003).

3.4.5 - Mapas de proximidades a estradas

A elaboração desses mapas foi baseada em procedimento idêntico aos dos itens anteriores, ou seja, foram aproveitados os dados vetoriais fornecidos pelo Governo do Estado, SIEG-GO, e comparados com a imagem de satélite CCD-CBERS-2, ano 2004. Esses vetores foram editados, complementados e atualizados, especialmente na parte norte da sub-bacia, onde o traçado foi modificado com o passar dos anos. O referido mapa foi construído por meio da análise das duas formas de traçado principais existentes na região, ou seja, as estradas pavimentadas, incluídas as BR 070 e GO 338, e as estradas não pavimentadas, normalmente percursos vicinais utilizados por áreas de agricultura.

Os mapas foram trabalhados separadamente, sendo criados os mesmos campos de acordo com a metodologia apresentada neste trabalho (SAITO *et al.*, 2003). O plano de informação foi o mesmo para ambas, ou seja, o valor 47, sendo que as estradas pavimentadas tiveram sub-pesos de valor 70, enquanto que as não pavimentadas, valor 30. Assim, foram criados, em cada vetor, os campos correspondentes ao plano de informação, de notas respectivas e produtos, tanto para as estradas pavimentadas, como para as não pavimentadas. Em seguida, foram somados os resultados na rotina *union theme* do ArcView 3.2 (Tabela2).

3.4.6 - Mapa de proximidade a centros urbanos

Esse mapa foi elaborado com base na concepção prévia da importância das áreas urbanas ou núcleos populacionais como fatores modificadores da biodiversidade. Sua influência foi determinada através da definição de campos, com valores numéricos específicos inseridos no plano de informação, campo de notas e produto, contendo o resultado final da

referida avaliação. Foi verificada a presença de um único polígono, dentro destas características, correspondente à cidade de Pirenópolis, capaz de exercer significativa influência sobre as fitofisionomias locais de estudo. Para esse caso, foi adotado o valor de 45 para seu plano de informação, seguido da notas entre 3 a 1, na ordem decrescente de favorável a desfavorável, que, multiplicadas, geraram um resultado final, conforme a Tabela 2 (SAITO *et al.*, 2003).

3.4.7 - Mapa de proximidade hidrográfica

O mapa de proximidade hidrográfica foi elaborado com base na definição de parâmetros de equidistância, úteis para definição das melhores áreas para integração, em função da proximidade dos cursos d'água, para que funcionassem como corredores ecológicos. Assim, foram feitos *buffers* de distâncias ao longo da malha hidrográfica variando de 0-90; 90-200; 200-600; > 600 metros a partir das suas margens. Em seguida, foram criados seus planos de informação, com valor 55 e suas notas variando de 4 a 1, com maior valoração atribuída às áreas mais próximas do curso d'água e seu produto final definido pelo produto entre esses (Tabela 1; SAITO *et al.*, 2003). Assim, quanto mais próximos dos rios e de áreas de vegetação lenhosa, mais viáveis os cursos d'água seriam para o fluxo de biodiversidade.

3.5 - Mapas derivados

Os dados dos mapas derivados foram obtidos conforme o procedimento de Xavier da Silva (1993) e com ajuste sob a metodologia de Saito *et al.* (2003), ou seja, receberam campos específicos nas suas tabelas, nas quais foram atribuídos pesos aos fatores ambientais, segundo a importância do critério em relação ao objetivo final das análises: o mapa das áreas potenciais para corredores ecológicos.

Foram criados 10 mapas, tendo em suas tabelas os mesmos campos de notas referentes às suas respectivas categorias, também variáveis. São eles: áreas de preservação permanente (APP), unidades de conservação, potencial a expansão urbana, avaliação do status das APP, avaliação do status das UC, risco estimado às APP, risco estimado para as UC, risco estimado para a vegetação nativa, diagnóstico de riscos estimado para as áreas preservadas, áreas potenciais para corredores ecológicos. Os pesos adotados e seus produtos encontram-se na

Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003) e no fluxograma descritivo das atividades.

3.5.1 - Áreas de preservação permanente (APP)

A elaboração do mapa de áreas de preservação permanente atendeu às orientações do Código Florestal Brasileiro (Lei 4771, 1965), buscando individualizar áreas ao longo de curso de rios e declividades acentuadas para fim de preservação. Foram diagnosticadas larguras de rios variando entre 10 a 50 metros em toda a área de estudo, contornados em toda sua extensão por *buffers* de 50 metros, de acordo com exigência da legislação ambiental federal e estadual. Em seguida, foi criado seu plano de informação, na tabela do ArcView, assim como a nota respectiva de valor 3 adotada para esta condição, conforme a Tabela 2 (SAITO *et al.*, 2003). Essas áreas foram cruzadas com o mapa de uso dos solos, para detectar os conflitos de usos da terra existentes e quantificá-los e, com o mapa de declividade, identificar áreas acima de 45 graus, que integram o mesmo.

3.5.2 - Mapa de unidades de conservação

Esse mapa representa a análise de dados com o objetivo de definir algumas áreas potenciais para criação de unidades de conservação. Os critérios técnicos adotados para a criação dessas áreas consideram a importância da preservação de recursos vitais do bioma Cerrado, por meio de suas principais fitofisionomias, do fluxo da biodiversidade existente, da qualidade dos recursos hídricos e das boas condições para os processos ecológicos, assim como os serviços ambientais deles decorrentes (SNUC, 2000). Foram adotados ainda, nas análises, os cruzamentos entre as áreas de declividade acima de 25 graus, a extensão mínima de terras não inferior a 50 ha e as áreas de preservação permanente anteriormente identificadas. Utilizou-se de GPS de navegação (Vista) nas incursões a campo, para localização das áreas geradas para UC e reservas particulares (RPPNs).

3.5.3 - Mapa de potencial a expansão urbana

Esse mapa foi produzido de acordo com as análises realizadas para avaliar o grau de tendência à ocupação do solo, incluindo cruzamentos entre áreas de declividade, proximidade

a estradas e proximidade a centros urbanos. Por meio da rotina *union theme* do ArcView 3.2, os dados foram entrecruzados par a par e forneceram as informações correspondentes ao grau de expansão urbana.

As áreas que merecem maior atenção são aquelas de maior possibilidade de ocupação urbana, ou seja, aquelas imediatamente próximas à infra-estrutura já existente nos centros urbanos e de acesso fácil, e aquelas onde a declividade não é acentuada possuindo notas de valor máximo 4. Desta forma, foi atribuída maior preocupação às áreas de declividade acentuada e mais próximas de centros urbanos e estradas, gerando um mapa de potencial de expansão urbana (Saito *et al.*, 2003; Tabela 1).

3.5.4 - Mapa de avaliação do status das APP

Os mapas de APP e usos do solo foram entrecruzados para gerarem mapas de avaliação de status de áreas de proteção permanente. Portanto, esse mapa é o resultado de todas as áreas acima de 45 graus, somadas às áreas de preservação a 50 metros dos cursos d'água, e seus conflitos de tipologias de usos do solo, isto é, todas as áreas que não estejam em conformidade com o uso esperado do solo em áreas de proteção integral. Foram adotados valores de pesos específicos variando de 4 para os níveis de conservação apropriada até o valor 1 para as áreas altamente degradadas. Os dados foram somados na rotina *union theme* e os campos dos produtos finais produziram o mapa final de status das APP de acordo com Saito *et al.* (2003) (Tabela 1).

3.5.5 - Mapa de avaliação do status das UC

O mapa de status das unidades de conservação foi elaborado a partir dos dados extraídos do mapa de vegetação, com áreas acima de 50 hectares e fitofisionomias de cerradão, cerrado, mata ciliar, mata de encosta e campo sujo. Além disso, foram integrados os dados de declividade com áreas acima de 25 graus. Seu resultado final foi em termos de otimização de áreas, ou seja, a soma dos pesos de usos mais os pesos de APP e pesos de UC. Sua nota foi atribuída em termos de níveis de conservação de áreas, indo ao mais conservado, com valor quatro (4) ao altamente degradado que recebeu valor um (1) e plano de informação assumiu o valor cento e quinze (115), conforme a Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003).

3.5.6 - Mapa de risco estimado para as APP

O mapa de risco para APP foi elaborado com base nas informações do mapa de usos do solo somadas às do mapa de APP e às do mapa de potencial de expansão urbana. Foram adotados valores de pesos específicos variando de 4, para áreas de alto nível de risco, até o valor 1 para aquelas de risco reduzido. Os dados dos mapas componentes foram somados na rotina *union theme*, produzindo o mapa final de riscos para APP, de acordo com Saito *et al* (2003) (Tabela 1).

3.5.7 - Mapa de risco estimado para as UC

A elaboração do mapa de risco estimado para unidades de conservação foi resultado das análises dos mapas de usos do solo, unidades de conservação e potencial de expansão urbana. Por meio do uso da rotina *union theme* do ArcView, foram realizadas essas operações para obtenção do resultado dos riscos presentes em torno das unidades de conservação, que receberam um plano de informação específico de valor 247 e notas designando os níveis de risco por áreas, variando de valor 4, risco alto, a valor 1, risco reduzido, de acordo com a Tabela 1 (Saito *et al.*, 2003).

3.5.8 - Mapa de risco estimado para a vegetação nativa

Esse é um dos mapas principais para o trabalho, uma vez que irá fornecer as várias áreas de vegetação sujeitas a impactos, a médio e longo prazo, na região de estudo. Foram selecionados os mapas de vegetação aos quais foi somado o mapa de áreas de preservação permanente, seguido do mapa de unidades de conservação e, ao fim, do mapa de potencial de expansão urbana, sempre de par em par, usando da rotina *union theme* do ArcView 3.2, adotando como plano de informação desse mapa o valor 354 e notas variando de 4, valor máximo para áreas de risco alto, a 1 para risco reduzido, de acordo com a Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003).

3.5.9 - Mapa de diagnóstico de riscos estimado para as áreas preservadas

Os mapas derivados foram utilizados para indicar as diretrizes básicas para a produção do mapa de diagnóstico de risco das áreas preservadas. As áreas preservadas são todas aquelas que incluem os locais predeterminados pela legislação federal e estadual, cujo status esteja classificado entre conservado e moderadamente conservado. O mapa de diagnóstico fornecerá informações de áreas potenciais de condutividade da biodiversidade, logo é a base para a adoção do contorno definitivo dos corredores.

Sua elaboração foi resultado dos mapas de risco estimado para áreas de preservação permanente e de risco estimado para unidades de conservação, somada ao mapa de risco estimado para vegetação nativa. Foi adotado o valor numérico 370 para seu plano de informação seguido dos valores variando de 4 a 1 para as áreas preservadas e críticas, verificadas neste trabalho, de acordo com a Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003). Com esses mapas, obtêm-se os dados secundários, ou seja, áreas relevantes e necessárias para a construção dos referidos corredores ecológicos.

3.5.10 - Mapa de áreas potenciais para corredores ecológicos

O mapa de corredores ecológicos é o resultado dos dados do mapa anterior, sendo definido o nível de potencial de conexão para as áreas de passagem das rotas. Para tanto, foi realizado o último cruzamento entre o mapa de diagnóstico de riscos e o mapa de proximidade hidrográfica, para que fosse possível a identificação de possíveis áreas potenciais ribeirinhas de alto potencial de condutividade da biodiversidade. Este procedimento foi realizado por meio da rotina *union theme* no software Arc View 3.2. Em seguida, foi adotada a mesma referência conceitual dos mapas anteriores, ou seja, a utilização de valores numéricos subjetivos de pesos e plano de informação, para definir o nível ou potencial adequado das melhores áreas, para passagem das rotas de acordo com a Tabela 1 (SAITO *et al.*, 2003).

Tabela 1. Pesos atribuídos a planos de informações e notas das suas respectivas classes de legenda para obtenção do mapa final de áreas potenciais para corredores ecológicos (adaptado de SAITO *et al.*, 2003).

Mapas	Origem	Plano de Informação	Classes	Nota	Produto
MAPAS BÁSICOS					
Usos do Solo (a)	IS/CT	30	<ul style="list-style-type: none"> - Agricultura - Solo exposto - Área urbana - Área úmida - Área degradada - Cerrado - Cerradão - Campo limpo - Campo sujo - Cursos d'água - Formação florestal - Lagoa - Mata ciliar - Reflorestamento 	<ul style="list-style-type: none"> 1 1 1 2 1 3 3 2 2.5 2 3 2 3 2 	ver notas explicativas
Mapas básicos para obtenção do mapa de APP					
Vegetação (b)	IS/CT (a)	35	<ul style="list-style-type: none"> - Cerradão - Cerrado - Campo Sujo - Campo limpo - Formação florestal - Mata ciliar - Reflorestamento 	<ul style="list-style-type: none"> 3 3 2.5 2 3 3 2 	ver notas explicativas
Hidrografia (c)	CT	37	<ul style="list-style-type: none"> - até 10 m de largura - entre 10 a 50 m de largura - entre 50 a 200 m de largura - entre 200 a 600 m de largura - > que 600m de largura 	<ul style="list-style-type: none"> 2 3 4 5 6 	ver notas explicativas
Declividade (d)	CT	40	<ul style="list-style-type: none"> -Inclinação > 25° Favorável - Inclinação < 25° Desfavorável 	<ul style="list-style-type: none"> 3 1 	<ul style="list-style-type: none"> 120 40
Mapas básicos para obtenção do mapa de Potencial de Expansão Urbana					
Declividade (d)	CT	40	<ul style="list-style-type: none"> -Inclinação > 25° Favorável - Inclinação < 25° Desfavorável 	<ul style="list-style-type: none"> 3 1 	<ul style="list-style-type: none"> 120 40
Declividade (e)	CT	43	<ul style="list-style-type: none"> -Inclinação > 45° Favorável - Inclinação < 45° Desfavorável 	<ul style="list-style-type: none"> 3 1 	<ul style="list-style-type: none"> 129 43
Proximidade a Centros Urbanos (f)	IS/CT	45	<ul style="list-style-type: none"> Mais que 10 km - Favorável De 5 a 10 km - Pouco favorável Até 5 km - Desfavorável 	<ul style="list-style-type: none"> 3 2 1 	<ul style="list-style-type: none"> 135 90 45
Proximidade a estradas (g)	IS/CT	47	<ul style="list-style-type: none"> □ Pavimentadas (70) Mais que 4 km - Favorável 	<ul style="list-style-type: none"> - 3 	<ul style="list-style-type: none"> - 9870

			De 2 a 4 km - Pouco favorável	2	6580
			Até 2 km - Não favorável	1	3290
			□ Não Pavimentadas (30)	-	-
			Mais que 4 km – Favorável	3	4230
			De 2 a 4 km - Pouco favorável	2	2820
			Até 2 km - Não favorável	1	1410
Proximidade hidrográfica (h)	IS/CT	55 ver notas explicativas	- até 90 m de largura	4	220
			- entre 90 a 200 m de largura	3	165
			- entre 200 a 600 m de largura	2	110
			> que 600m de largura	1	55
MAPAS DERIVADOS, DE PRIMEIRA ORDEM					
APP (i)	Leg+a+c+e	107	Tipologias diversas (ver nota 4)		
			- até 10 m de largura	2	ver notas explicativas
			- entre 10 a 50 m de largura	3	
			- entre 50 a 200 m de largura	4	
			- entre 200 a 600 m de largura	5	
			- > que 600m de largura	6	
			- Declive > 45 graus	6	
MAPAS DERIVADOS, DE SEGUNDA ORDEM					
UC (j)	IC+IS/CT+Leg	85 ver notas explicativas	- Áreas Núcleo	2	212,5
			- Áreas Chaves	3	255
			- Áreas menos apropriadas	2.5	85
Potencial Expansão Urbana (k)	d+g+f	132	- Potencial Alto	4	528
			- Potencial Moderado	3	396
			- Potencial Médio	2	264
			- Potencial Baixo	1	132
Status das APP (l)	i+a	142 ver notas explicativas	- Conservado	4	568
			- Moderadamente conservado	3	426
			- Medianamente degradado	2	284
			- Altamente degradado	1	142
Status das UC (m)	a+j	115 ver notas explicativas	- Conservado	4	460
			- Moderadamente conservado	3	345
			- Moderadamente degradado	2	230
			- Altamente degradado	1	115
Risco Estimado para APP (n)	a+i+k	269	- Risco Alto	4	1076
			- Risco Moderado	3	807
			- Risco Médio	2	538
			- Risco Reduzido	1	269
Risco Estimado para UC (o)	a+j+k	247	- Risco Alto	4	988
			- Risco Moderado	3	741
			- Risco Médio	2	494
			- Risco Reduzido	1	247
Risco Estimado para Vegetação	k+n+o	354	- Risco Alto	4	1416
			- Risco Moderado	3	1062
			- Risco Médio	2	708
			- Risco Reduzido	1	354

Nativa (p)					
MAPA FINAL					
DIAGNÓSTICO DAS ÁREAS PRESERVADAS DA BACIA (q)	l+m+	370	- Áreas preservadas	4	1480
	n+o+		- Moderadamente preservadas	3	1110
	p		- Pouco preservadas	2	740
			- Áreas críticas	1	370
CORREDORES (r)	l+m	400	- Potencial Alto	4	1600
	+n+		- Potencial moderado	3	1200
	o+p		- Potencial médio	2	800
	+h		- Potencial baixo-	1	400

Legenda: IS = Imagem de Satélite; CT = Carta Topográfica; IS/CT = Imagem de Satélite georreferenciada sobre Carta Topográfica; Leg = Legislação; IC = Incursões a campo; V = Vegetação; H = Hidrografia; APP = Área de Preservação Permanente; UC = Unidade de Conservação.

NOTAS EXPLICATIVAS

- O mapa da área de estudos da Sub-Bacia do Rio das Almas (GO) foi composto pelas bandas RGB (231) do sensor orbital CBERS-2 do ano de 2004 obtidas através do SIEG-GO, banco de dados do Governo do Estado. Posteriormente foi georeferenciada no sistema UTM.
- O mapa de proximidades a estradas não pavimentadas foi elaborada a partir dos vetores obtidos junto ao SIEG-GO e posterior edição na imagem de satélite CBERS-2.
- As APP da hidrografia foram elaboradas através da técnicas de buffers, respeitando as dimensões de rios e lagoas, de modo com a área a ser preservada pela legislação. Cada distância legal exigida foi o peso adotado.
- Os mapas de áreas ótimas para unidades de conservação foi construído a partir dos mapas de unidades de conservação com pesos e planos de informação adotados.
- O mapa de diagnóstico de riscos nas áreas preservadas foi elaborado a partir da união dos produtos dos mapas de Status de APP e UC, riscos de APP, UC e Vegetação Nativa.
- O mapa de Uc resulta dos usos do solo, áreas maiores que 50 ha e declividade acima de 25 graus. Além do plano de informação, os pesos e produto final. Seu resultado final será em termos de otimização de áreas, ou seja, será a soma dos pesos de usos mais pesos appe pesos de UC.
- O mapa de risco estimado para APP é resultado da integração ou união dos produtos dos dados dos mapas de usos do Solo, Áreas de Preservação permanente e potencial de expansão urbana.
- No mapa de avaliação do status dos APP os usos do solo foram diagnosticados e numericamente reavaliados por tipologias em relação ao seu grau de degradação, inclusive nas áreas de declividade, através de notas oferecidas a cada polígono e não às tipologias.
- O mapa de proximidade a estradas unificou os dados das estradas pavimentadas e não pavimentadas, em Kms, considerando áreas mais próximas, de maior impacto e áreas mais distantes, sob menor grau de influência ou desordem.
- O mapa de risco estimado a vegetação nativa é resultado da integração ou união dos produtos dos dados dos mapas de usos do solo, status das APP, status da UC, riscos para APP e UC.
- O mapa de potencial a expansão urbana foi elaborado a partir das informações geradas da união dos produtos dos dados de declividade, proximidade a estradas e expansão dos centros urbanos.
- O mapa de proximidade a estradas não pavimentadas classificou a área adjacente às mesmas em Kms. de considerando áreas mais próximas, de maior impacto a áreas mais distantes, sob menor grau de influências ou desordem.
- O mapa de proximidade hidrográfica foi obtido através da análise realizada, faixas de distância em metros, nos vetores de drenagem da área de estudo.
- O mapa de declividade foi elaborado com base nos dados obtidos junto ao SRTM (Spatial Radar Thematic Mapper), NASA (2000)
- No mapa de avaliação do status das UC.os usos do solo foram diagnosticados e numericamente reavaliados por tipologias em relação ao seu grau de degradação, inclusive nas áreas de declividade, através de notas oferecidas a cada polígono e não às tipologias.
- O mapa de uso do solo foi construída através de digitalização direta sob a tela da imagem do sensor CCD do satélite CBCRS-2. Sua topologia foi construída no software Arc.info 8.0
- O mapa de proximidade a estradas pavimentadas foi obtido através dos vetores de estradas fornecidos pelo SIEG - GO posteriormente editados na tela via imagem de satélite.
- O mapa de risco estimado para unidade de conservação é resultado da integração ou união dos produtos dos dados dos mapas de usos do solo, unidades de conservação, potencial de expansão urbana.
- O mapa de vegetação foi obtido por meio da extração das bases geradas no mapa de usos do solo, através do software ArcView, versão 3.2.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Análise do uso do solo

Existem espaços consideráveis sem vegetação nativa na área de estudo. São áreas ocupadas por atividades agrícolas (6.377,865 ha), representando 20,39% de ocupação; solos expostos (2.102,998 ha), 6,73% da área de estudo; e áreas urbanizadas, representadas pelo centro da cidade de Pirenópolis (557,032 ha), somando 1,78% do total da área analisada. Portanto, aproximadamente 9000 hectares ou 28,78% da área total estão alterados (figura 6). Isso se deve principalmente a atividades agrícolas, que levam ao surgimento de solos expostos devido às queimadas e ao corte extensivo da vegetação nativa para a limpeza do terreno, com o objetivo final de plantio de monoculturas agrícolas como soja e algodão. Outra atividade verificada é a exploração mineral de rochas (pedreiras), produzindo grandes áreas de solos expostos, principalmente na parte nordeste da Sub-bacia (figura 6).

A passagem de rios e córregos por áreas de solo exposto e áreas agrícolas também é evidente quando observada a malha hidrográfica da sub-bacia, o que conduz a problemas de carreamento de agrotóxicos para dentro das calhas dos rios passando dentro dessas áreas agrícolas. Constata-se que a malha hidrográfica, com largura variando entre 10 a 50 m, não apresenta cobertura vegetal em conformidade com a legislação, ou seja, pelo menos 50 metros em cada margem (figuras 6 e 15). Rios com seus canais inseridos em áreas de solo exposto e áreas agrícolas estão mais desprotegidos e suscetíveis a desmoronamentos de barrancas e ações erosivas, prejudiciais à própria atividade agrícola no futuro.

É grave e preocupante a expansão da área agrícola justamente a oeste da Sub-bacia, uma vez que o terreno é bem mais plano, com baixas declividades, facilitando essas práticas, e não conta com ordenamento territorial aplicado, ou seja, zoneamento ambiental. Assim os impactos serão certamente consideráveis na vegetação ao redor, onde se destacam manchas de Cerradão, Cerrado e Mata Ciliar, em bom estado de conservação. Esta tem sido a área que sofre o maior desgaste, daí ser merecedora de atenção especial (figura 6).

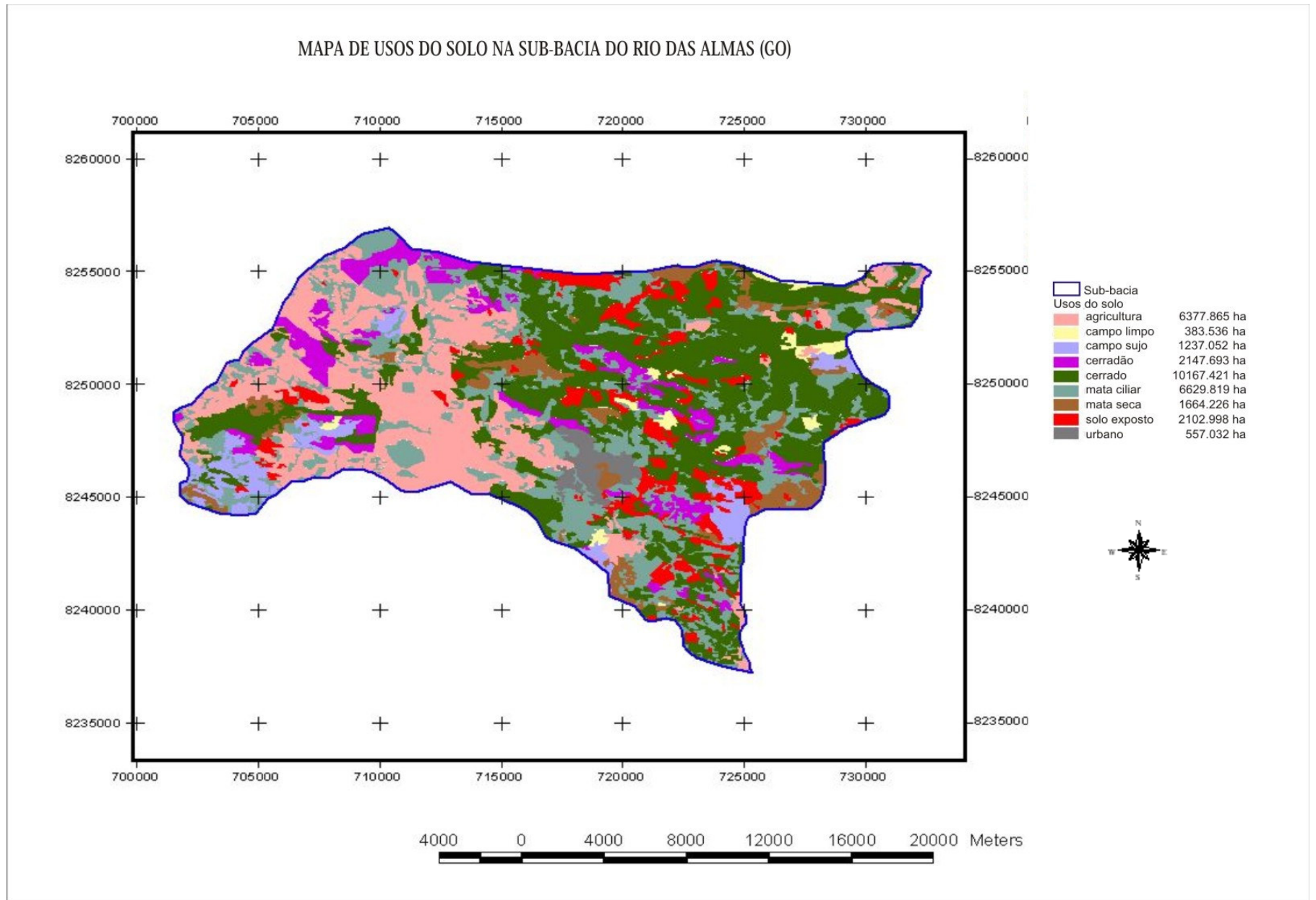


Figura 6: Mapa de usos do Solo na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

Em seu conjunto, as áreas mais representativas de vegetação nativa são as tipologias de Cerrado que representam 32,52 % da área total (10167.421 ha.), seguidas pelas áreas de Mata Ciliar com 21,20% (6629.819 ha.), as áreas de Cerradão com 6,87% (2147.693 ha.) e áreas de Mata seca com 5,32% (1664.226 ha.). Constata-se que a Sub-bacia do Rio das Almas, com 65,91% de áreas preservadas, apresenta um nível de conservação da vegetação lenhosa, ou de qualidade ambiental, considerado satisfatório. Para O'Neil *et al* (1992) e With and Crist (1995), na teoria da percolação, quando a proporção de habitats naturais se torna menor do que 60% em uma dada região, problemas para a conservação da biodiversidade começam a aparecer. Portanto, a razoável proporção (65,91%) da área da sub-bacia do Rio das Almas que possui cobertura vegetal nativa indica boas condições funcionais do ponto de vista ecológico.

Por essa razão, sugere-se manter a atual condição ambiental e buscar ampliá-la ainda mais, por meio da aplicação de procedimentos e/ou critérios de gestão ambiental apropriados, como zoneamento ambiental, planejamento do uso do solo, recuperação das áreas degradadas e criação de corredores ecológicos.

Em linhas gerais, a sub-bacia do Rio das Almas apresenta um bom estado de conservação, com grandes extensões de fitofisionomias de cerrado, chamando atenção especial as áreas de Cerrado *stricto sensu* e Cerradão (principalmente Cerrado *stricto sensu*) por suas extensões, e sua importância para a manutenção da fauna e flora locais. A sub-bacia se apresenta mais conservada na sua parte leste, com representações de várias fitofisionomias, fragmentos de campo sujo, campo limpo, cerrado, cerradão, matas de encosta e matas ciliares, uma vez que, nessa parte, a ocupação do solo por atividades agrícolas é bem menos intensa do que na sua parte oeste.

4.2 - Análise da vegetação

No mapa da vegetação (Figura 6), destaca-se a predominância de grandes áreas de Cerrado *stricto sensu* na parte leste da sub-bacia. É nessa parte da sub-bacia que está localizada parte do Parque Estadual de Pirenópolis, inserido na APA dos Pirineus. As medidas conservacionistas ali implantadas, associadas à criação dessas áreas de preservação, de fato produziram bons resultados, porque possibilitaram não apenas a preservação da biodiversidade local, mas também conduziram à vocação econômica do município, o turismo ecológico.

Há um grande potencial nessa área para a formação de futuros corredores ecológicos, não só pela predominância de Cerrado *stricto sensu* nessa região, como também pela presença significativa de outras fitofisionomias do Cerrado, com grandes manchas de Mata Ciliar, que auxiliam na proteção de seus canais, mantendo, assim, um ambiente próprio, entre outros, para o livre trânsito de animais, favorecendo seu deslocamento entre manchas de Cerrado e sua alimentação (figuras 6 e 22).

O espaço atual ocupado pela Mata Seca, situado na parte oeste da sub-bacia, deve ser ampliado por meio de reflorestamento. Considerando que essa é uma fitofisionomia nativa importante naquela região e não conflitante com áreas de declives acentuados, já que compõe a vegetação natural local nestas condições, além de apresentar lento crescimento, ela pode vir a ocupar um papel relevante como área estratégica de contenção, para evitar perda de solo (figura 7). Constata-se que a vegetação de Mata Seca está bastante descaracterizada naquele trecho, devido às atividades agrícolas.

É preciso que sejam feitas vistorias periódicas nessa área. A Mata Seca pode ser retirada em grande proporção para fins comerciais, pela óbvia procura por madeira, devido à forte expansão do centro urbano de Pirenópolis naquela direção, como indica o mapa de expansão urbana (figura 13). Neste caso, é necessária a recomposição das áreas anteriormente ocupadas por essa formação vegetal, utilizando o mapeamento realizado nas áreas indicadas neste trabalho, que indicam sua respectiva localização e apontam para posterior monitoramento dessa fitofisionomia.

Há forte risco sobre a vegetação nativa nas regiões norte, centro-leste, centro-sul e sul da sub-bacia, devido à significativa concentração de estradas pavimentadas e não pavimentadas. A BR-070, que circunda a sub-bacia nos seus limites, especialmente na parte nordeste, e a presença de estradas não pavimentadas “cortando” o Cerrado e próximas às matas ciliares e campos sujos na região nordeste, podem representar ameaça à integridade do Cerrado nessa região, onde já foram diagnosticadas várias manchas de áreas degradadas na beira de matas e muito próximas a campos limpos - potenciais áreas de cultivo agrícola e de exploração mineral (figuras 6 e 11).

A sub-bacia está notoriamente dividida entre duas condições distintas de preservação da flora, isto é, a parte leste está bastante preservada e a parte oeste, muito fragmentada. Na parte oeste da sub-bacia, a vegetação além de estar em fragmentos, encontra-se muito

degradada, devido às práticas agrícolas e outras atividades antrópicas realizadas nessa região. Essa área deve ter prioridade nas ações de manejo e conservação na Gestão Municipal, uma vez que áreas de cursos d'água naquele setor sofrem grave ameaça de poluição hídrica a curto prazo, assim como assoreamento, a médio prazo.

Essa fragmentação produz ainda extensas áreas sem qualquer vegetação ciliar ou áreas sem uma cobertura vegetal significativa, gerando problemas como desmoronamentos de barrancos e processos erosivos, sendo necessária a proteção dos canais e rios desprotegidos em suas margens, que passam dentro de cultivos agrícolas e (figura 16).

Extensas áreas de agricultura a oeste da área de estudo circundam pequenas manchas de Mata Ciliar, fragmentando áreas de cerrado *stricto sensu* e campo sujo e impedindo a ligação dessas fitofisionomias, fator tão importante para o Cerrado, principalmente do ponto de vista conservacionista desse bioma. Tal evento, se considerado apenas o lado oeste da região, poderá levar essa área ao fenômeno da insularização para algumas espécies de sua fauna, caso a sub-bacia não seja planejada no seu todo, com vistas a assegurar os recursos naturais ainda presentes naquele setor (figura 6).

Destaca-se, a sudoeste da área de estudo, um conjunto de formações vegetais de Cerrado, Cerradão e Mata Ciliar, formando um relevante espaço essencial ao processo de gestão dos ecossistemas existentes na sub-bacia. Essas áreas necessitam de urgente apoio. Por isso, sugere-se ao governo municipal elaborar estratégias de manejo da paisagem que produzam a conexão deste conjunto representativo de áreas de vegetação nativa com a parte leste da sub-bacia. Esse alinhamento deverá considerar, necessariamente, rotas de corredores que unifiquem essas áreas fragmentadas e permitam a recuperação de seu fluxo gênico.

4.3 - Análise da declividade

As classes utilizadas foram definidas a partir da classificação dotada para este projeto, tendo como base o voo Shuttle com radar do sensor *Spatial Remote Tematic Mapper* realizado pela Nasa no ano de 1999. De acordo com a metodologia adotada, foram estabelecidos intervalos de classes a partir de consultas ao Código Florestal (Lei 4771, 1965) e da necessidade das áreas mais indicadas para a passagem de corredores ecológicos.

Assim, foram adotadas seis classes (em graus): 0-5 (14890.714 ha), 5 – 10 (8168.912

ha), 10 -15 (4910.131 ha), 15-20 (2299.878 ha), 20-25 (863.386 ha), 25-30 (134.699 ha). Com o mapa de declividade da sub-bacia, informações morfométricas foram obtidas por procedimentos digitais, a partir da base de dados de altimetria oriunda do SRTM (figura 7). Com a análise desse mapa, observa-se que as áreas mais planas (0 a 5⁰) apresentam, em sua maioria, maior presença de atividades antrópicas onde a exploração da vegetação ocorre com maior frequência; a extensão dessa área corresponde a aproximadamente 14890.714 hectares, ou seja, 47.6% de toda a área estão de acordo com esse padrão topográfico.

Problemas de mecanização e uso agrícola normalmente ocorrem em áreas com padrões topográficos estendidos até a faixa de 15⁰ em função da declividade das encostas. Portanto, é a declividade o principal condicionador de sua capacidade de uso. Por meio da manipulação numérica do mapa MNT e do mapa de classes de declividades, conclui-se que a amplitude das ações humanas sobre esta região é extremamente elevada e preocupante, em razão de sua grande extensão territorial, 89.45%, ou seja, cerca de 27.969.756 ha. Recomendam-se implantação do zoneamento ambiental e planejamento do uso do solo, para a conservação dos seus recursos naturais.

As áreas de maior elevação da sub-bacia (25 a 86) também são áreas de grande importância porque incluem possíveis nichos potenciais para áreas de preservação permanente e manutenção do equilíbrio da paisagem local; situam-se respectivamente no centro (a área mais importante), extremos sudoeste e leste da sub-bacia (figura 7). A área central da sub-bacia é sua área mais importante porque, além de funcionar como um ponto essencial de distribuição de águas e, portanto, alimentador dos cursos d'água que compõem seu sistema hídrico, concentra alta frequência de vegetação nativa.

Essa região central da área de estudo, com suas características topográficas, envolve níveis de elevação que variam entre 10 a 30⁰ correspondendo a uma área de 2.485 ha. Embora seja pequena, uma vez que representa apenas 7.9% de toda a área de estudo, essa região precisa ser preservada e monitorada continuamente para que não sofra alterações. O *overlay* dos mapas de potencial de expansão urbana e risco estimado para vegetação nativa (figuras 13 e 20) mostra que há um intenso grau de pressão antrópica reprimida sobre esta região, o que é grave, uma vez que parte de sua área está incluída na APA dos Pireneus.

A região localizada no extremo oeste apresenta áreas relevantes merecedoras de atenção devido à presença de formação vegetais conservadas, passíveis de serem consideradas

como áreas de preservação e/ou unidades de conservação permanente, devido ao seu acentuado potencial estratégico (figura 7 e 16). É a segunda área de maior importância na bacia. Em seu conjunto, representa declives entre 15-30⁰, com extensão aproximada de 740.966 hectares. As áreas com declives entre 25 a 30⁰ compõem alguns pontos relevantes para o conjunto regional, distribuídos em uma pequena extensão de 32.27 ha. Assim seriam 2.36% com declives entre 25 a 30⁰ e 0.10% de áreas para APP, perfazendo um total de 2.46% de toda a área a ser monitorada e controlada pelo poder público, naquele local, para preservação.

Por fim, a área a leste precisa ser monitorada pelas mesmas razões. Primeiro porque faz fronteira com a APA dos Pireneus e depois porque se encontra próxima à cidade de Pirenópolis (5 km a nordeste). Além disso, encontra-se bastante próxima à rodovia municipal (1.8 km a leste do ponto mais próximo da estrada). Esse conjunto de fatores potencializa os riscos para áreas de conservação ali implantadas (figuras 13 e 18). O mapa de expansão urbana demonstra que essa região precisa ser rigorosamente monitorada e receber ações de controle sobre a possível demanda urbana reprimida. Por ser uma porta para a APA dos Pireneus, recomenda-se ênfase e eficácia nos cuidados dos planos de gestão.

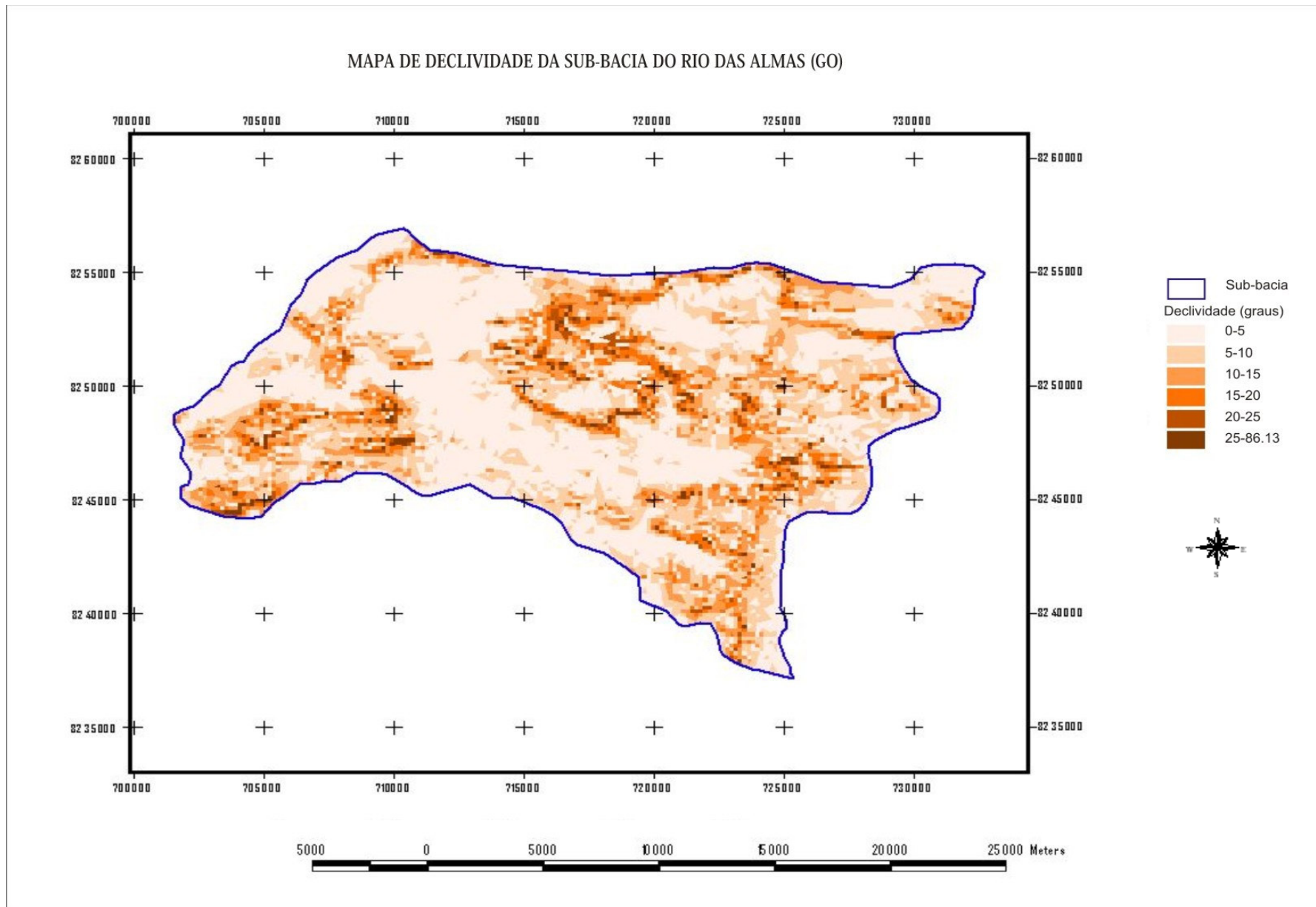


Figura 7: Mapa de Declividade da Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.4 - Análise de APP em cursos d'água

O Código Florestal (Lei 4771, 1965) em seu parágrafo VI, artigo 2º, considera, como sendo áreas de preservação permanente, as florestas e demais formações vegetais naturais situadas ao longo de qualquer curso d'água em larguras de faixas, variando de acordo a largura do rio. Considera ainda as encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive - topo de morros, montes, montanhas e serras - nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 metros em projeções horizontais, e em altitude superior a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação (Lei 4771, 1965).

Na sub-bacia estudada, ocorrem rios com largura de margens variando entre 10 a 50 metros. Verifica-se ainda uma grande parte da malha hidrográfica da sub-bacia protegida por matas ciliares, o que não significa que todas essas matas estejam com suas medidas de acordo com a necessidade imposta pelo Código Florestal.

Essa sub-bacia sofreu grandes modificações causadas por ações antrópicas, principalmente, na sua parte oeste, onde atividades agrícolas intensas desfiguraram grandes extensões de vegetação nativa, ocasionando cursos d'água com pouca ou nenhuma proteção vegetal em suas extensões. O fato de rios passarem por dentro de áreas agrícolas gera o problema de carreamento, para dentro das calhas dos mesmos, de produtos tóxicos, como defensivos agrícolas e agrotóxicos.

De acordo com a legislação ambiental brasileira, a faixa de vegetação ciliar de cursos d'água com variação entre 10 e 50 metros deve ser de 50 metros de cada lado dos cursos d'água. A extensão de área ocupada, no caso da rede hidrográfica atual, seria de 4.587.598 hectares. Destes, encontram-se sem cobertura vegetal 18,85 % , seja por degradação, desmatamento ou atividades antrópicas Trata-se de um valor relevante, uma vez que o monitoramento e controle da qualidade da água devem ser realizados periodicamente pelos órgãos públicos, para evitar contaminação ou assoreamento (figuras 7 e 8).

Das formações vegetais nativas, as mais representativas são as Matas Ciliares, com 43% de toda a área estudada, ou seja, 1.974.908 hectares, seguidas de formações com valores menores, como é o caso do Cerrado com 20,47% (939.274 ha), ou ainda menos representativas, como o Cerradão com 7,9% (363.664 ha) e Campo Sujo com 3,4% (155.565 ha). A soma da representação de formações lenhosas nativas alcança 74,77% da área total, o

que indica plenas condições funcionais dos habitantes ao longo dos cursos d'água, de modo geral (figura 8).

A região oeste da sub-bacia é a área de maior impacto negativo sofrido pela vegetação ciliar (figura 8). Ocorrem vários estrangulamentos entre áreas interrompidas por áreas de agricultura, especialmente ao sul e extremo oeste desta região. Dentre as áreas ciliares dos cursos d'água que necessitam ser socorridas com urgência pelo setor público municipal, estão as seguintes coordenadas: 15° 50' 55.41''S e 49° 05' 0.99''W; 15° 49' 58.32''S e 49° 06' 25.49''W; 15° 49' 29.32''S e 49° 04' 48.07''W; 15° 49' 45.59''S e 49° 01' 37.39''W; 15° 50' 58.34''S e 49° 00' 19.17''W; 15° 47' 33.95''S e 48° 59' 35.17''W; 15° 49' 43.95''S e 49° 01' 35.28''W; 15° 47' 34.29''S e 48° 59' 34.74''W.

A falta de vegetação adequada nas margens dos rios também gera problemas de erosão e de desmoronamento de barrancas, afetando os canais, como nos pontos de coordenadas 15° 49' 59.84''S e 49° 06' 30.70''W; 15° 51' 37.07''S e 48° 57' 35.79''W, ou no ponto de coordenada 15° 50' 10.61''S e 48° 56' 16.11''W. O processo de antropização dos rios é inevitável nas condições apresentadas, em alguns trechos da sub-bacia, e tem gerado degradação dos canais e também mortandade de espécies aquáticas, dependentes de um equilíbrio do ecossistema aquático no qual vivem (figura 8).

Ocorrem também trechos de canais circundados apenas por Campos Limpos, como nos pontos de coordenadas 15° 49' 39.78''S e 48° 56' 30.67''W ou no ponto de coordenadas 15° 50' 18.17''S e 49° 03' 31.71''W; esta vegetação, por suas características de porte, densidade e volume populacional, não satisfaz as necessidades de proteção das margens de um curso d'água, deixando os canais desprotegidos e propícios a agentes poluidores e erosivos.

A necessidade de uma malha hidrográfica saudável e bem conservada é de vital importância para um pleno desenvolvimento da sub-bacia como uma grande área de conservação e proteção da fauna e flora local, uma vez que as características geográficas da hidrografia são cruciais para o desenvolvimento da biodiversidade neste ecossistema. Diante desse quadro, é imprescindível a recuperação do curso d'água a leste da cidade de Pirenópolis (15° 51' 47.57''S e 48° 56' 17.76''W), que se encontra totalmente degradado em suas áreas ciliares (figura 8).

A presença de solo exposto em uma área bastante urbanizada indica conflitos a médio e longo prazo, que podem conduzir esse curso d'água ao estrangulamento. Além desse ponto mencionado, ocorrem outros próximos à cidade de Pirenópolis, ocupados por áreas urbanizadas, com destaque para a coordenada $15^{\circ} 51' 12.82''\text{S}$; $48^{\circ} 57' 55.07''\text{W}$, onde se verifica completa compactação do solo, contrariando a legislação.

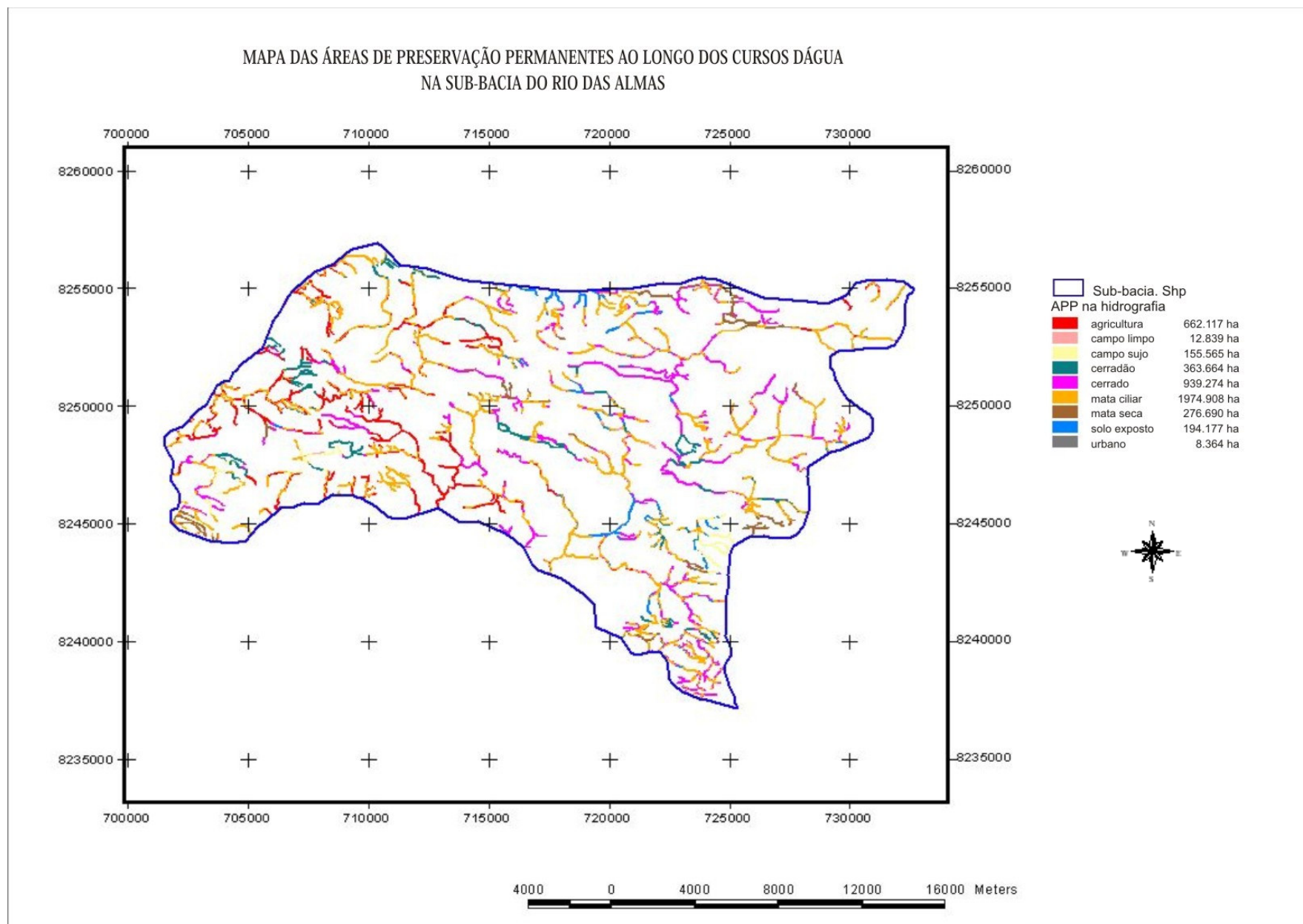


Figura 8: Mapa de usos de áreas de preservação permanente em cursos d'água na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.5 - Análise das áreas de preservação permanente (APP)

As áreas de preservação permanente de cursos d'água, após serem isoladas, foram submetidas ao processo de união dos dados (via rotina *union theme*), adicionando as informações dos dados oriundos do mapa de declividade, ou seja, todas as áreas acima de 25 graus existentes na região. Cada tema específico de classe de solo, através do mapa da classificação do uso atual do solo, foi cruzado com essas áreas legais, gerando análises sobre a área de preservação permanente. Esse confronto de informações permitiu elaborar uma proposta para gestão ambiental na região com sugestões para alterações na área necessárias ao equilíbrio do meio ambiente local com as atividades humanas (figuras 7 e 9).

Muitos pontos relevantes de áreas acima de 25 graus foram diagnosticados; embora aparentemente pouco expressivos, face à grande extensão de área ocupada pela faixa legal necessária à cobertura da mata ciliar, a maioria apresenta-se em ótimo estado de conservação, envolta por tipologias de Cerrado, Cerradão e Mata seca. Apenas um desses pontos necessita de recuperação, porque se encontra em solo exposto (15° 51' 32.04"S; 48° 56' 17.10"W), numa área avaliada em 89.7 hectares, apresentando alterações significativas. A tendência é que essa área se amplie ainda mais e atinja as formações florestais ao seu redor, como Matas ciliares, Cerrado e Cerradão (figuras 7 e 9).

A cobertura florestal, ao longo das faixas de preservação permanente, apresenta características funcionais excelentes, de acordo com a teoria da percolação (O'Neil *et al.*, 1992; With and Crist, 1995), em sua grande maioria, ou seja, 81% (3.789.465 hectares) encontram-se ocupadas por tipologias de Cerradão, Cerrado, Mata Ciliar, Mata seca e Campo Sujo. Se avaliarmos apenas a presença de espécies lenhosas de maior densidade, excluindo o Campo Sujo, o percentual representativo destas espécies nessas áreas de APP será de 77.7% (3.632.501 ha.), o que ainda é uma excelente notícia.

As áreas degradadas existentes representam 18,65 % (871.965 ha) de toda a área de preservação permanente. A presença de áreas de agricultura avançando sobre áreas de preservação ambiental é o fato mais negativo desse quadro. 670 hectares, ou 14.24% das áreas de APP, encontram-se ocupados por culturas agrícolas que avançam principalmente sobre áreas de Cerrado e de Mata Ciliar. Urge a implantação de ações de monitoramento para reverter sua degradação, tanto pelo estado de conservação da vegetação ao seu redor, como

pelo potencial poluidor existente para os rios. Além do que, por lei, não são permitidas atividades agrícolas em áreas de preservação (figura 9).

Na parte oeste da sub-bacia, destaca-se um fragmento de vegetação de Mata Ciliar ($15^{\circ} 47' 21.84''\text{S}$; $49^{\circ} 02' 38.79''\text{W}$) como o mais ameaçado em toda a bacia pela pressão das atividades agrícolas ao seu redor - trata-se de uma área totalmente cercada por culturas agrícolas. Ao longo dessa coordenada, uma extensa área de 2.4 quilômetros apresenta uma vegetação completamente ameaçada. São necessárias ações amplas de educação ambiental, contando com o envolvimento dos proprietários das terras, com objetivo de preservar e recuperar essa vegetação ciliar no que tange às exigências da legislação (figuras 7 e 9).

As características observadas nesse mapa são fundamentais para estudos que levem à criação e implantação de unidades de conservação com o intuito maior de estabelecer corredores ecológicos na área, pois, de acordo com o Capítulo IV do SNUC, artigo 22, parágrafo 2º, *“A criação de uma unidade de conservação deve ser precedida de estudos técnicos e de consulta pública que permitam identificar a localização, a dimensão e os limites mais adequados para a unidade, conforme se dispuser em regulamento”*.

Este estudo comprova a importância e a urgência das medidas de conservação dos recursos naturais. A região nordeste da sub-bacia apresenta uma excelente formação vegetal no entorno das margens dos rios. Embora existam alguns pontos desmatados, situados na área de proteção ambiental dos Pireneus ($15^{\circ}48'27.28''\text{S}$ e $48^{\circ}53' 30.64''\text{W}$; $15^{\circ}47'52.36''\text{S}$ e $48^{\circ}52'55.30''\text{W}$; $15^{\circ}47' 28.67.36''\text{S}$ e $48^{\circ}52' 29.82''\text{W}$), considera-se que os impactos nessa região foram muito reduzidos, devido justamente à implantação dessa área de conservação (figura 9).

Na região centro-norte, destacam-se faixas de preservação ciliar que se encontram degradadas ($15^{\circ}46'34.86''\text{S}$ e $48^{\circ}58'06.55''\text{W}$; $15^{\circ}46' 41.70''\text{S}$ e $48^{\circ}57' 56.94''\text{W}$; $15^{\circ}46'35.44''\text{S}$ e $48^{\circ}57' 24.99''\text{W}$). São áreas de declive variando de zero a 25 graus, sendo que a maioria está entre 0 a 5 graus e recebem os cursos d'água rumo à APA dos Pireneus. Cerca de 60 hectares desses rios estão totalmente comprometidos. Sugere-se rápida intervenção nessa região com o intuito de mitigar efeitos futuros, uma vez que esses cursos d'água conduzem um considerável volume d'água para a APA dos Pireneus, sendo vitais para o equilíbrio dessa unidade de conservação (figuras 7 e 9).

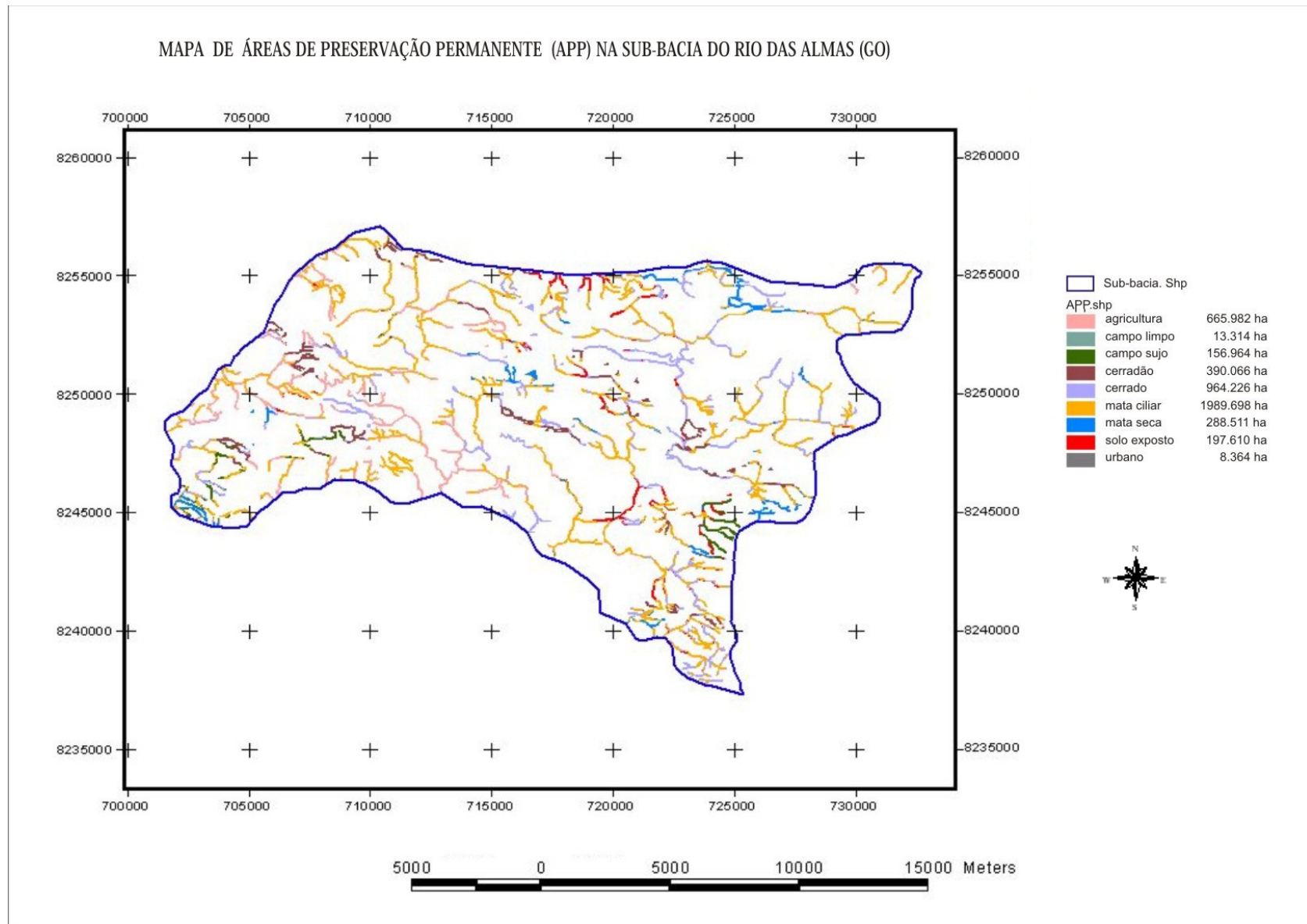


Figura 9: Mapa de áreas de preservação permanente (APP) na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.6 - Análise do potencial de expansão urbana

O mapa de potencial de expansão urbana permite a visualização das forças de expansão urbana atuantes sobre a área de estudo. O fator delimitador de sua ocupação fundamenta-se na demanda reprimida de crescimento existente nas estradas pavimentadas e não pavimentadas e no centro urbano de Pirenópolis. Seu impacto é medido pelo potencial de ameaça às formações vegetais, que podem ser vistas no mapa de uso do solo, para efeito comparativo. Constata-se que fortes pressões urbanas ocorrerão a médio e longo prazo sobre as regiões centrais da sub-bacia (figuras 11, 12 e 13). Esta é a área que necessitará de maiores cuidados, via monitoramento das ações antrópicas, por meio de políticas de gestão ambiental do território.

A APA dos Pireneus a leste da região apresenta a melhor condição ambiental em toda a área, porém sua manutenção necessita de ações de educação ambiental, de monitoramento via satélite dos seus limites territoriais em função da expansão urbana sobre formações vegetais e de recuperação de áreas já degradadas, principalmente ao longo dos cursos d'água. A tendência de crescimento da pressão urbana sobre a região central é considerada vital para gestão dos cursos d'água. Os recursos hídricos dessa bacia estão gravemente ameaçados pela tendência de crescimento da pressão urbana, especialmente a oeste. Além do que, os cursos d'água a leste necessitam de ações de preservação contínuas e equilibradoras, já que sofrem a mesma pressão. Este é o segundo fator de maior gravidade observado nesta análise (figura 13).

A região do extremo Sudoeste não apresenta às pressões elevadas da expansão urbana. A tendência é que não ocorra forte expansão naquele setor. Contudo, algumas pequenas manchas de atividades agrícolas nesta área, precisam ser monitoradas. Por isso, sugere-se incluir esta área para ações futuras de rotas de corredores ecológicos. Ela pode funcionar como fator de equilíbrio dos ecossistemas de toda a sub-bacia, por que fornece a conexão necessária entre regiões fragmentadas na parte central e regiões a noroeste.

A região do extremo sudeste apresenta baixo potencial para expansão urbana, sendo a segunda área em melhores condições para preservação a médio e longo prazo. Contudo, seu entorno possui características menos atraentes às rotas de corredores, se comparados à região do extremo sudoeste. A maioria de sua declividade apresenta-se entre 10 e 15 graus, já o setor sudoeste possui pontos de declive significativos entre 25 e 30 graus, indicativo importante

para áreas de preservação permanente. A pressão agrícola existente ali (extremos sudeste) embora seja pouco representativa no momento, possui uma tendência de aumento (figuras 7 e 13).

As rodovias pavimentadas encontram-se próximas a essas áreas do extremo sudeste, e especialmente a Goiás 338, pois corta a sub-bacia rumo ao sul, leva considerada influência de tráfego atingindo as regiões vizinhas, particularmente aquelas próximas da região mencionada, consideradas faixas desfavoráveis à implantação de medidas de conservação e manejo da paisagem, conforme mostra o mapa de proximidade das estradas. É notória e grave a influência das estradas sobre a região e seus recursos naturais (figuras 12 e 13).

Em resumo, embora a sub-bacia encontre-se em boas condições funcionais atualmente, está ameaçada pela expansão urbana a médio e longo prazo, o que indica objetivamente, à gestão pública municipal, medidas ou ações de gestão ambiental dos seus recursos, especialmente levando em conta as áreas mais ameaçadas, indicadas nesse mapa. Além disso, a implantação do plano de gestão de ordenamento territorial pode minimizar os impactos já existentes na gestão do uso do solo, provocados pelas práticas agrícolas, chuvas em solos desnudos e exploração dos recursos pela mineração.

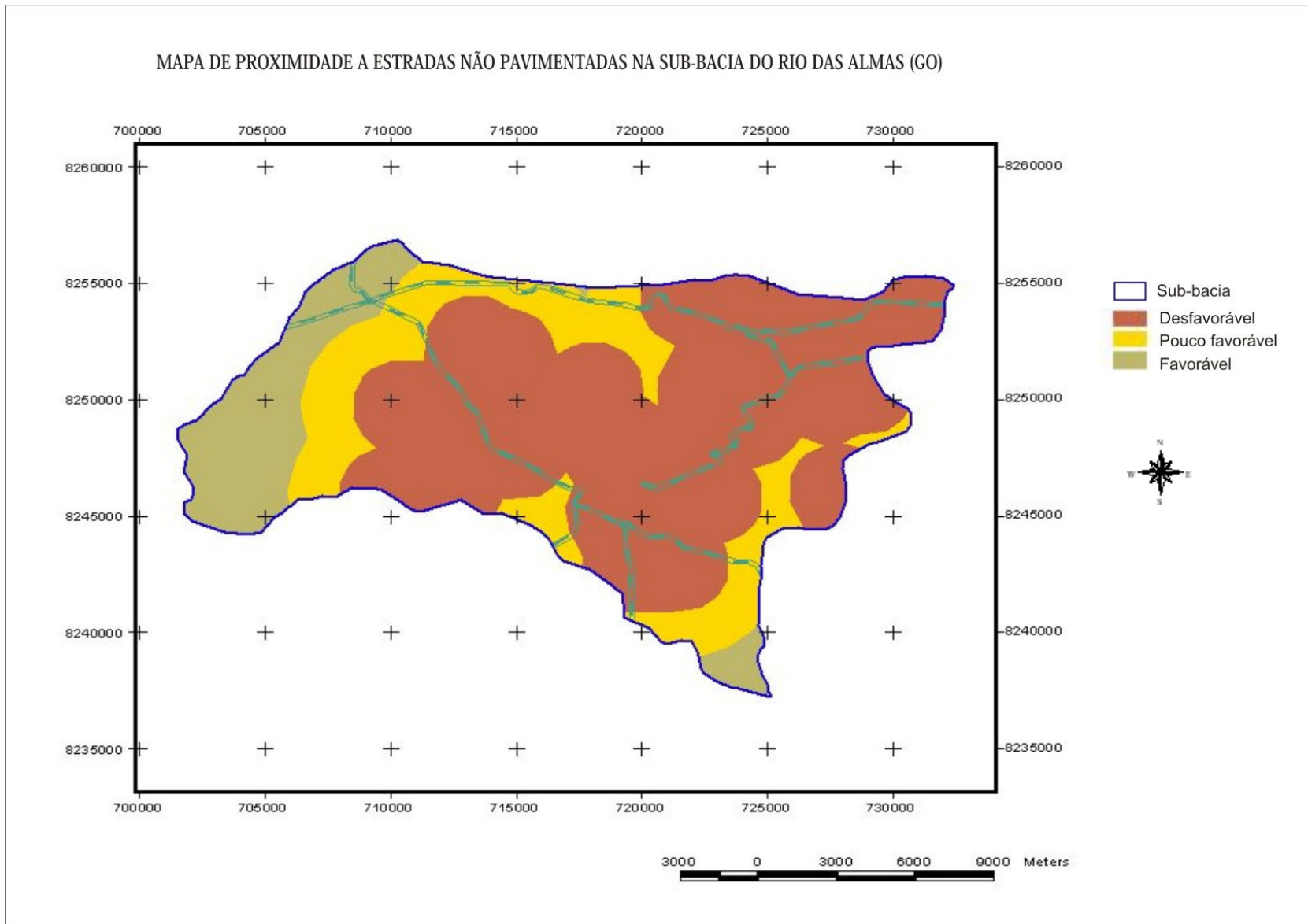


Figura 10: Mapa de proximidade a estradas não pavimentadas na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

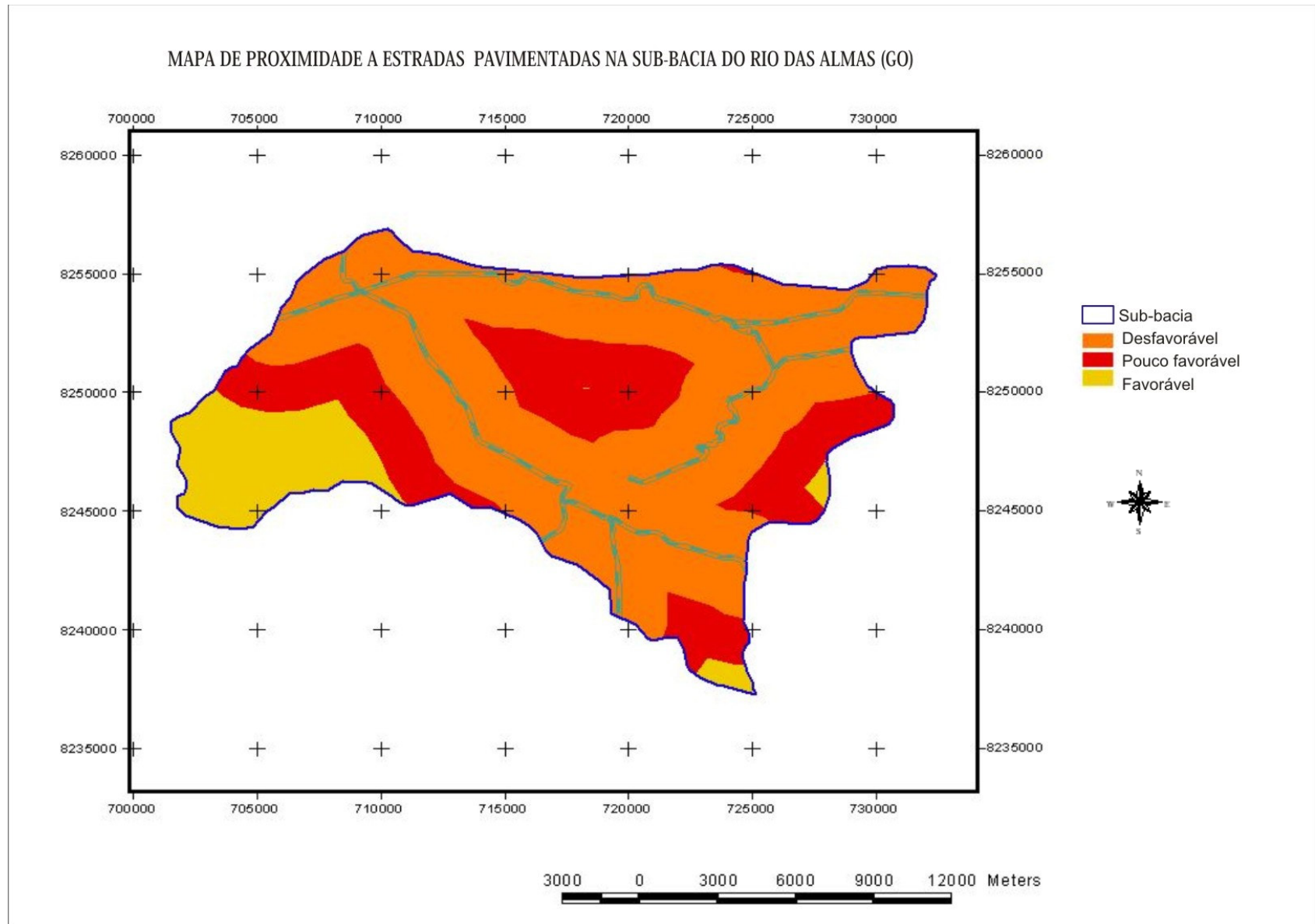


Figura 11: Mapa de Proximidade a Estradas Pavimentadas na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

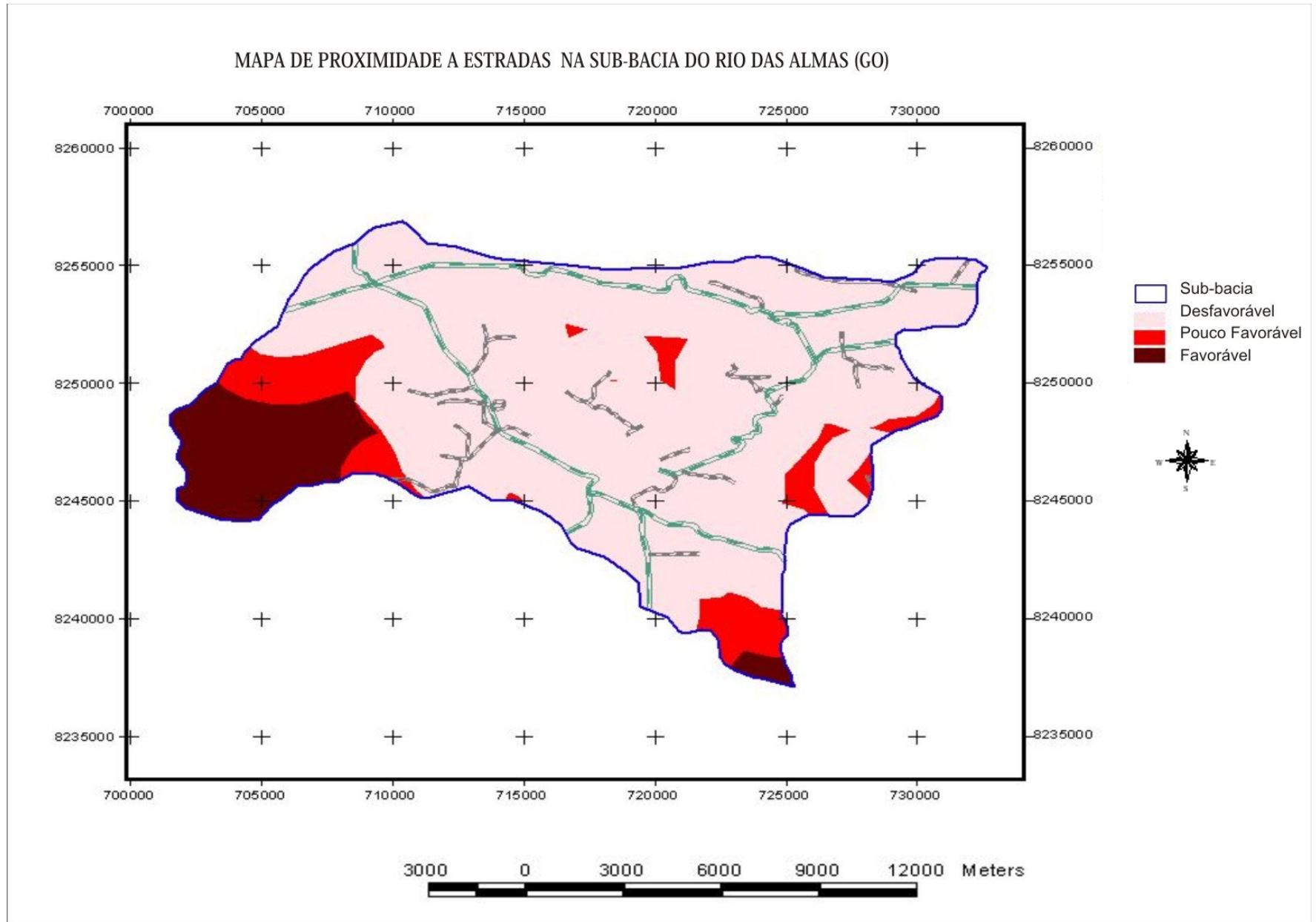


Figura 12: Mapa de proximidade a estradas na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

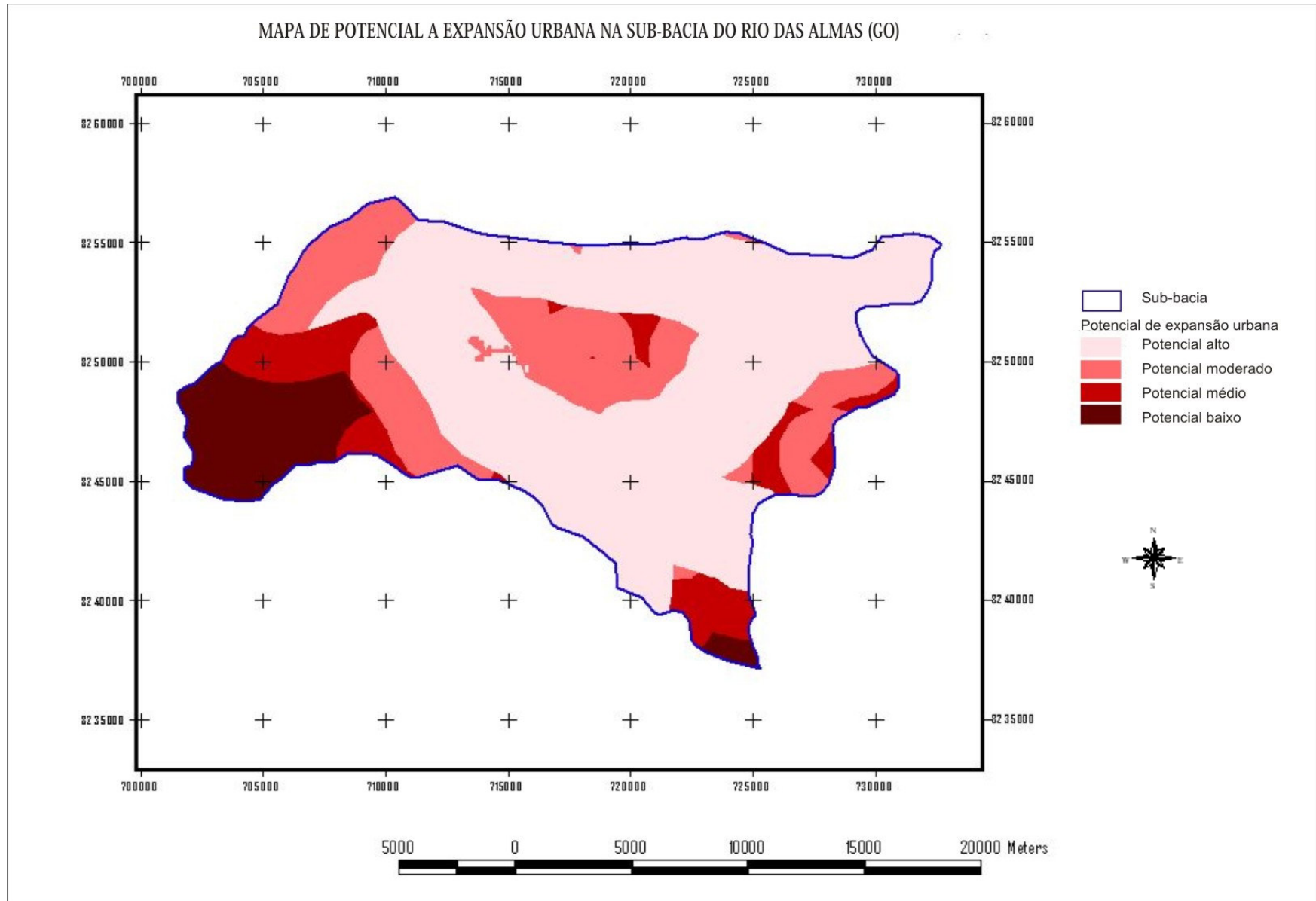


Figura 13: Mapa de Potencial a Expansão Urbana na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.7 - Análise a proximidade hidrográfica

A malha hidrográfica está bem distribuída ao longo de toda a sub-bacia. A maioria de seus apresenta largura de margens variando entre 10 a 50 metros. Ao serem adotadas as faixas marginais para passagem de corredores (0-90m; 90-200m, 200-600m, >600m), os rios apresentaram interessantes indicações de uso como, por exemplo, a região central da sub-bacia como passagem natural das futuras rotas e base de sua contribuição por meio da hidrografia (figuras 7 e 14).

Todas as áreas com 90 metros são prioritárias para diagnosticar futuras áreas de passagem de rotas e constatou-se que a bacia é toda contornada por essas áreas, devido à boa distribuição da malha hidrográfica. As áreas menos indicadas para corredores ecológicos encontram-se a noroeste, centro-sul e nordeste da sub-bacia. Embora esta última região tenha ótima representação vegetacional, o espaço relacionado à distribuição hidrográfica é menos indicado.

A região do meio-oeste possibilita um bom aproveitamento para passagem de rotas, conduzindo o processo de reconexão da área, com duas grandes formações de vegetação de Cerradão e Cerrado, separadas por uma extensa área de agricultura ($15^{\circ}48'54.10''W$; $49^{\circ}03'38.64''S$ e $15^{\circ}49'27.63''W$; $49^{\circ}02'41.48''S$). As ações antrópicas - atividades agrícolas - produziram fragmentos bastante representativos na vegetação nativa mencionada. Além disso, os cursos d'água neste setor possuem pouca ou nenhuma proteção vegetal exigida pela legislação. A passagem de alguma rota de corredores nessa região produzirá significativa mudança na paisagem (figuras 14 e 22).

A região oeste da sub-bacia é a área cuja vegetação ciliar sofreu maior impacto e que mais necessita de conexão. Apresenta ainda a menor declividade – áreas entre 0 e 5 graus são comuns - e vários estrangulamentos provocados por áreas de agricultura, especialmente na altitude de 640 a 795 metros (figuras 7, 8 e 14). Portanto, as áreas ciliares dos cursos d'água, entre as coordenadas acima mencionadas, precisam ser socorridas e aproveitadas pelo setor público municipal, por meio da construção de rotas em auxílio à conexão com a parte leste.

O processo de antropização dos rios na área localizada à região sudeste da sub-bacia ($15^{\circ}53'21.29''W$; $49^{\circ}55'32.51''S$) pode ser bastante atenuado, embora seja inevitável, nas condições apresentadas, alterações em sua malha hídrica, bem como o surgimento de novos fragmentos nessa região. Por isso, indica-se que, em algum trecho nesse setor da sub-bacia,

seja construída alguma rota de passagem secundária a fim de promover o equilíbrio geral do ecossistema (figura 14).

A necessidade de uma malha hidrográfica bem conservada é essencial para o planejamento da sub-bacia com pontos ou áreas de conexão, ou seja, conservação e proteção da biodiversidade. A característica geográfica da hidrografia na região do extremo sudeste é bastante interessante para o movimento da biodiversidade local, daí, como já foi dito acima, ser importante a construção de alguma rota de conexão secundária a fim de aproveitar e integrar essa área ao conjunto da sub-bacia, dada a sua proximidade com a cidade de Pirenópolis.

MAPA DE PROXIMIDADE HIDROGRÁFICA PARA CORREDORES ECOLÓGICOS NA SUB-BACIA DO RIO DAS ALMAS (GO)

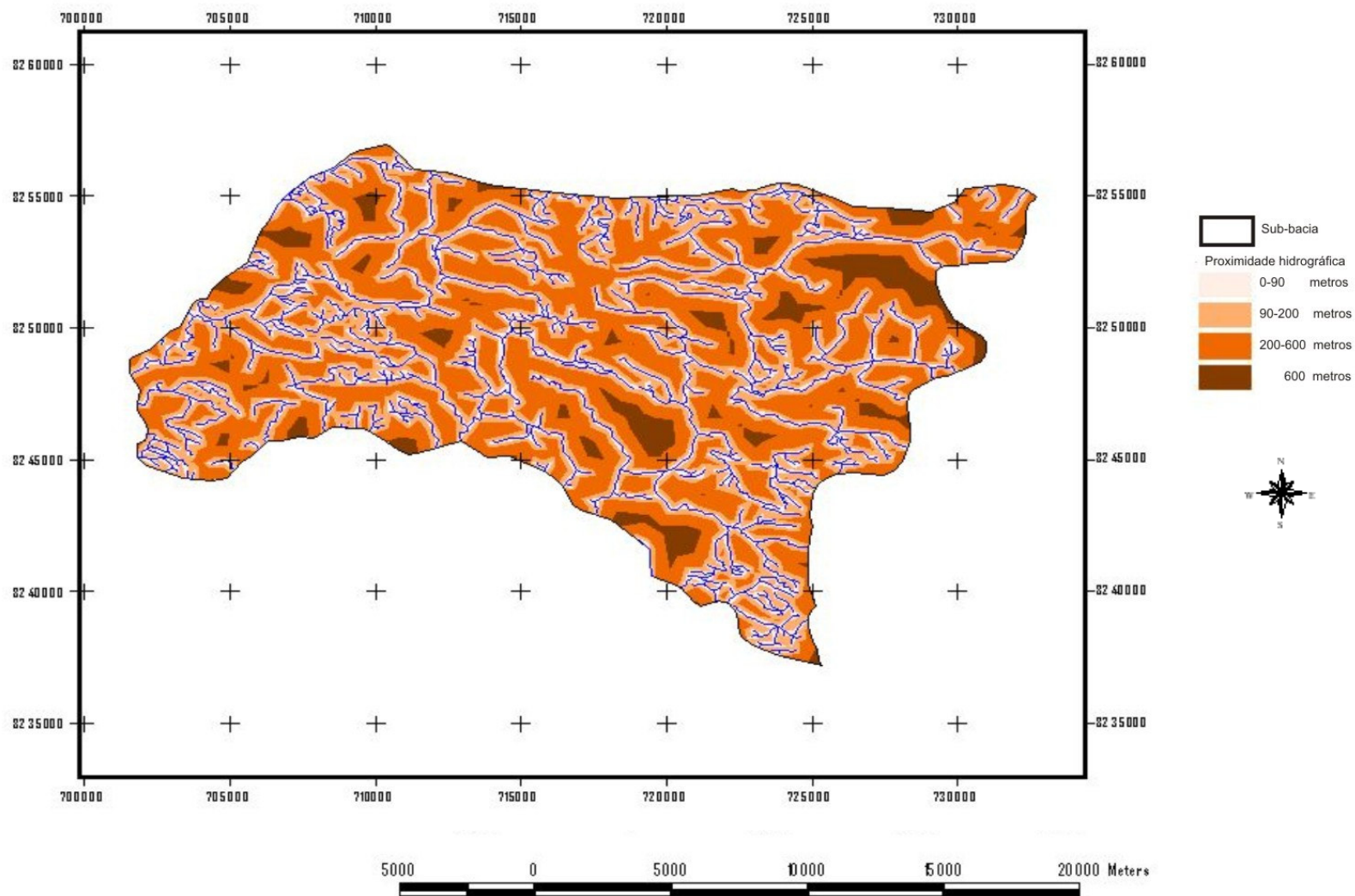


Figura 14: Mapa de Proximidade hidrográfica para Corredores Ecológicos na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.8 - Análise do status das APP

Na sub-bacia do Rio das Almas, grande parte das áreas de proteção permanente (APP), formações lenhosas, está bem conservada. Contudo, de acordo com o mapa de status das APP, em alguns pontos da sub-bacia, o nível de degradação é muito elevado, destacando-se as áreas ao norte, a oeste e ao sul (próximas à cidade de Pirenópolis) e, em outros pontos, ocorrem níveis menores de degradação, como é o caso da parte leste da sub-bacia (figura 15).

Constata-se o descumprimento da legislação, Código Florestal (Lei 4771, 1965), para áreas de preservação, principalmente na sua parte norte/oeste, onde grandes extensões de cursos d'água sem proteção vegetal em suas margens (APP) são consideráveis. As respectivas coordenadas estão na análise do mapa das áreas de preservação permanente, mencionadas na seção de análise de áreas de preservação permanente, deste trabalho. Nessa parte da sub-bacia, várias áreas de APP que deveriam estar cobertas por vegetação nativa estão sendo exploradas e antropizadas por intensas atividades agrícolas e mineradoras, que invadem e desmatam vegetação.

Além de cultivos agrícolas, a expansão urbana representa a maior influência no desmatamento e degradação de áreas de preservação, especialmente em áreas de cursos d'água, gerando áreas sem a vegetação em suas margens, principalmente perto da cidade de Pirenópolis. A falta dessa vegetação ribeirinha pode causar sérios problemas ambientais como processos erosivos, descaracterização do bioma para fauna e flora locais e colonização das áreas devastadas por espécies invasoras e indesejáveis (figura 6, 15 e 20).

É fundamental que a gestão municipal esteja consciente da importância do zoneamento ambiental, *“considerando que as Áreas de Preservação Permanente e outros espaços territoriais especialmente protegidos, integram o desenvolvimento sustentável, objetivo das presentes e futuras gerações”* (CONAMA, 303/2002). Sua implantação reflete a importância e a precaução necessárias a essas vegetações que protegem e mantêm os cursos d'água e áreas de declive em condições ambientais saudáveis.

O apoio às das APP por meio da criação de outras unidades de conservação é um grande passo para a conservação dessas áreas que ficam mais protegidas dentro de parques, reservas biológicas e florestas nacionais, permitindo a gestão da paisagem (FORMAN e GODRON, 1986 e ARRUDA, 1999).

Nesse quadro, destaca-se uma área bastante degradada a leste da sub-bacia, com declividade acima de 25 graus, próxima a faixas ciliares de preservação (15^o51' 30.68''S; 48^o54' 02.36''W), apresentando um processo ameaçador para o conjunto de cursos d'água, logo abaixo da mesma, alternando vegetação conservada, moderadamente conservada e degradada. Trata-se de uma área importante por encontrar-se muito próxima à APA dos Pireneus e necessita ser recuperada com urgência (figuras 6, 7 e 15).

Ocorrem ainda mais duas áreas de declive acima de 25 graus nas mesmas condições. A primeira, na parte sul (15^o50'30.64''S; 49^o02' 23.84''W), está próxima a áreas de faixas ciliares completamente degradadas em um raio de 2 km e encontra-se totalmente cercada por culturas agrícolas, que avançam em direção às formações de Cerrado e Cerradão vizinhas (320 metros). Considerando o fator do declive acentuado, as faixas ciliares conservadas estão sob forte ameaça de alteração e degradação e, uma vez modificadas, a justante dos cursos d'água irá sofrer impactos negativos sinérgicos, especialmente a contaminação por produtos agrícolas (figuras 7 e 15).

A segunda área de preservação permanente que merece muita atenção, em virtude do seu status, localiza-se na parte centro-leste da sub-bacia (15^o48'09.22''S; 48^o59' 40.33''W). Em um raio de 900 metros, constata-se forte pressão agrícola sobre a vegetação; parte da vegetação ciliar de cursos d'água nesse raio já está totalmente degradada, o que demanda das autoridades municipais maior atenção das autoridades municipais, uma vez que este ponto localiza-se muito próximo ao limite leste da APA dos Pireneus. O resultado da pressão exercida por esses três pontos de declive provocará forte alteração sobre a APA ao longo do tempo, inviabilizando a sua conservação (figuras 7 e 15).

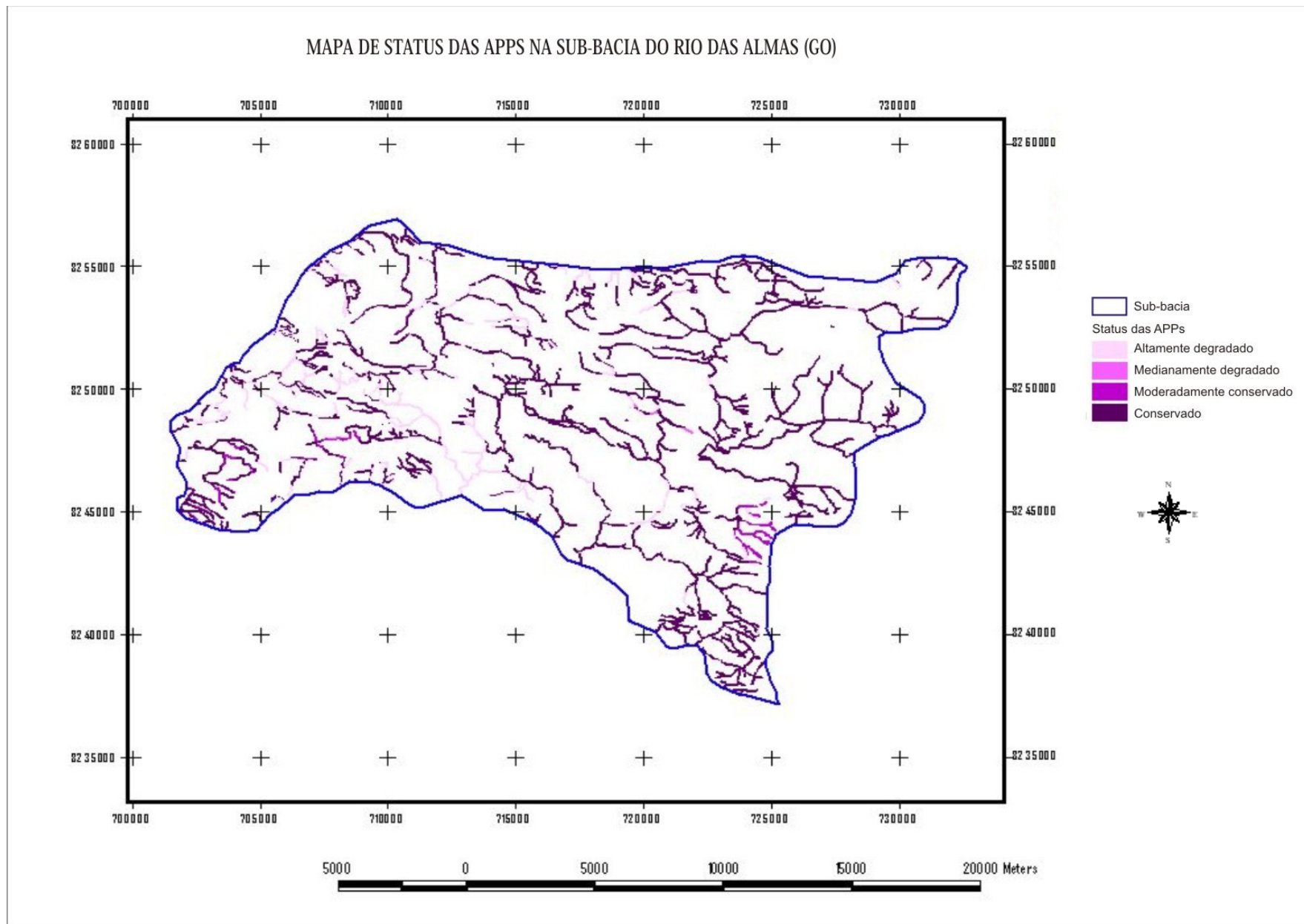


Figura 15: Mapa de status das APPS na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.9 - Análise das áreas proposta para unidades de conservação

No mapa de proposição de criação de UC na sub-bacia do Rio das Almas, destacam-se extensas áreas de cerrado *sensu strictu* em sua parte leste, onde se localiza parte da APA dos Pireneus. Relevante, mas sob forte risco de expansão urbana (figura 14, 16 e 21), essa é uma área bastante representativa e preservada, com 9.305.696 hectares, ou seja, contém 51,65% do total das áreas propostas para UC.

A criação de áreas de UC em grandes manchas de mata ciliar da região amplia a preservação da flora de cerrado *stricto sensu* e o potencial de concessões na iniciativa privada. Logo, a referida área é um ambiente propício para trânsito de fauna, auxiliando o fluxo gênico e protegendo espécies existentes.

As áreas ocupadas pela Mata Seca, sobretudo as situadas nas regiões central e leste da sub-bacia, são áreas estratégicas. Tendo em vista que essa espécie nativa é importante naquela região e não conflitante com áreas de declives acentuados, ela pode ocupar um papel relevante como área de contenção, para evitar perda de solo. Por representar uma área de 1.060.176 hectares, precisa ser integrada em blocos, no momento de planejar as UC, para que se componham com as áreas de Cerrado *strictu sensu* ali existentes. Os corredores ecológicos deverão apoiar um desses fragmentos (15^o51'27.26"S; 48^o57'07.23"W) sob grande risco, devido a sua proximidade da cidade de Pirenópolis (figuras 6, 16 e 17).

A vegetação de Mata Seca está bastante descaracterizada na parte leste da sub-bacia, inclusive com graves ameaças à sua continuidade em virtude do avanço de áreas agrícolas sobre a região. Neste caso, indica-se a recomposição das áreas degradadas e que o mapeamento realizado por este trabalho seja acompanhado periodicamente por meio dos recursos de monitoramento. A razão para tanto é que uma significativa porção dessa vegetação certamente deverá ser suprimida ao longo do tempo em virtude dos interesses comerciais madeireiros e da tendência de expansão do centro urbano de Pirenópolis.

Na parte leste da sub-bacia a vegetação nativa também está objetivamente ameaçada. A significativa concentração de estradas pavimentadas e não pavimentadas, entre elas a Rodovia GO-338 que corta ao meio a sub-bacia catalisando os impactos negativos, evidencia a urgente necessidade de implantação e ampliação de UC naquela região. Por essa razão, várias áreas foram previamente selecionadas no local com esse propósito (figura 16).

Na região a sudoeste da área de estudo, ocorre um conjunto relevante de formações vegetacionais de Cerrado, Cerradão e Mata Ciliar, que encerram um espaço essencial ao processo de gestão dos ecossistemas na sub-bacia. São áreas pré-selecionadas para medidas de conservação porque são úteis ao equilíbrio dos recursos naturais da paisagem em toda a bacia. Por isso, sugere-se criar UC naquela região e caberá ao governo municipal elaborar estratégias que produzam a conexão entre este conjunto representativo de áreas de vegetação nativa com a parte leste da Sub-bacia. Esse alinhamento irá considerar necessariamente rotas de corredores que unifiquem as áreas fragmentadas (figuras 6 e 16).

Esse mapa é de grande importância porque irá solucionar três grandes problemas observados na sub-bacia, ao longo deste estudo. O primeiro é o desmatamento para uso agrícola e suas conseqüências a longo prazo, caso não seja feita uma intervenção com planejamento para ordenação do espaço e zoneamento econômico e ecológico. O segundo é a transformação da paisagem, com a substituição da cobertura vegetal por feições urbanas e com invasão de gramíneas – resultado do desmatamento, está afetando o comportamento hidrológico. Por último, verifica-se a criação de condições favoráveis à erosão do solo e, conseqüentemente, ao aumento das descargas líquidas e sólidas na rede de drenagem.

Existe um fragmento de Cerradão, na região oeste, fronteira com a sub-bacia (15°48'39.21"S; 49°03'47.54"W), que se encontra totalmente cercado por áreas de agricultura, ameaçado e isolado do conjunto de formações mais próximas. Além disso, está localizado em áreas com declividade entre zero e 10⁰, ou seja, trata-se de áreas com grande perspectiva de ocupação antrópica. Com 261 hectares, essa área é muito especial, porque possui função estratégica relevante ao permitir planos futuros de conservação, com rotas de corredores ecológicos, e por possibilitar a conexão entre as partes ao norte e ao sul daquela região. Portanto, sugere-se que esta área seja preservada (figuras 7 e 16).

As “áreas chaves”, elaboradas no “mapa de áreas ótimas para definição de unidades de conservação”, devem ser utilizadas como as áreas mais indicadas para propostas de UC, em composição com as “áreas núcleo” buscando principalmente a unificação das regiões leste com oeste, com objetivo de resgate de movimento genético, fluxo de flora e fauna. Por isso, áreas concentradas entre as regiões centrais e extremo oeste devem ser prestigiadas. Este mapa mostra que existem áreas potenciais para criação de UC e excelentes perspectivas para rotas de corredores ecológicos confirmando a hipótese deste trabalho.

A rede hidrográfica possui um papel vital na abordagem do manejo dessa paisagem, em particular, uma vez que tende a acompanhar e vitalizar todas as áreas passíveis de ações de conservação. A região do extremo sudeste e a área de Cerradão, anteriormente mencionada (15°48'39.21"S; 49°03'47.54"W), apresentam as melhores conjunções entre esses fatores (“áreas núcleo versus áreas chaves”) e, por serem áreas sujeitas a riscos reduzidos e médios em sua vegetação (figuras 16, 20 e 21), precisam receber atenção especial no planejamento do manejo da paisagem, tanto com políticas públicas conservacionistas (monitoramento, educação ambiental, rotas de corredores ecológicos) como desenvolvimentistas, integradas ao contexto da sustentabilidade.

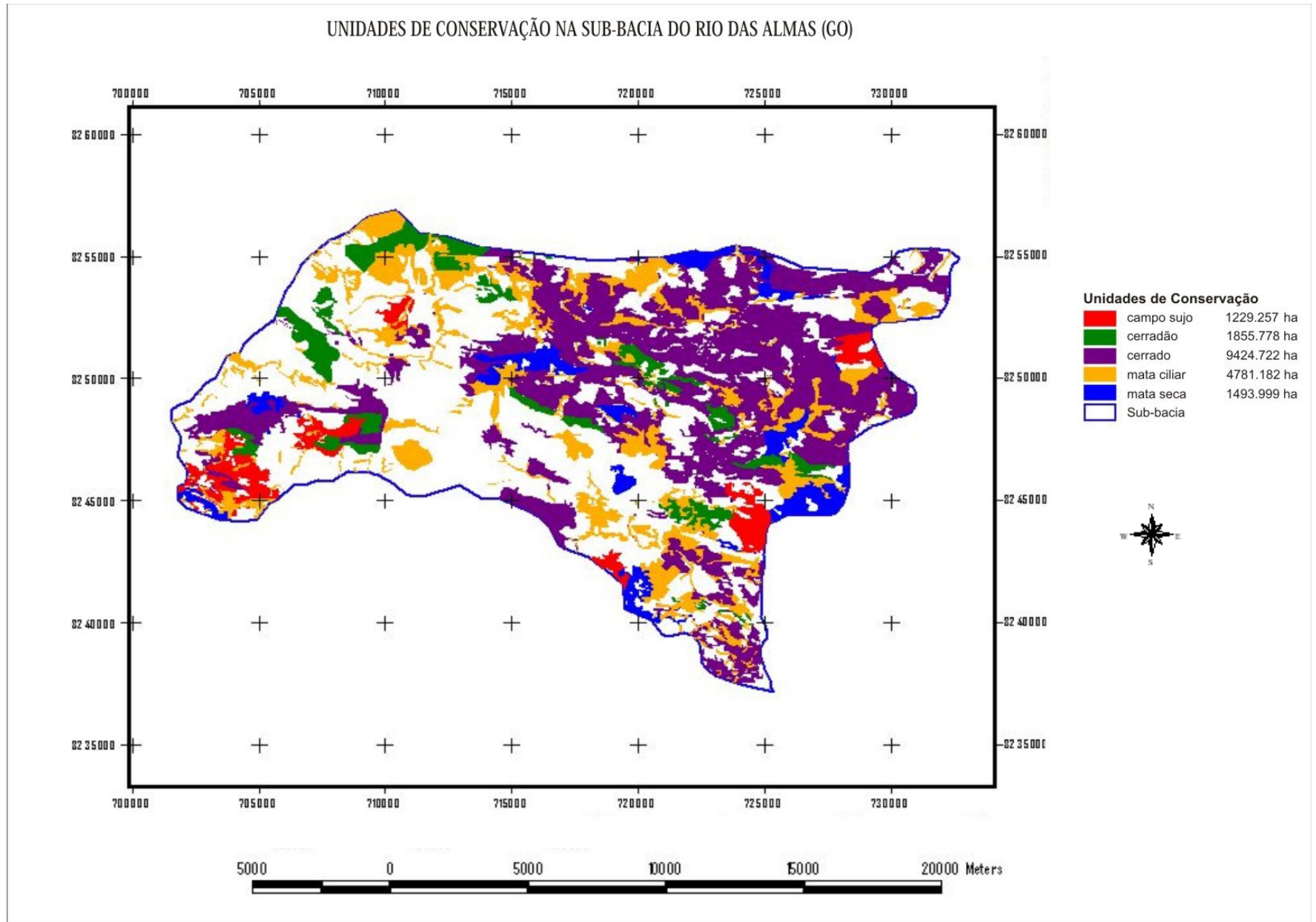


Figura 16: Mapa de unidades de conservação na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.10 - Análise do status das unidades de conservação

Nesta seção, as áreas propostas para criação de unidades de conservação que se encontram em processo de degradação, estão situadas principalmente na região sudeste, destacando-se áreas degradadas em formações de Cerrado ($15^{\circ}53'07.91''\text{S}$; $48^{\circ}55' 58.94''\text{W}$), Mata Seca ($15^{\circ}53'30.28''\text{S}$; $48^{\circ}56' 44.85''\text{W}$), Cerradão ($15^{\circ}52'05.66''\text{S}$; $48^{\circ}55'19.22''\text{W}$) e Campo Sujo ($15^{\circ}52'02.62''\text{S}$; $48^{\circ}54' 08.73''\text{W}$), rodeadas por formações vegetacionais diversas e bastante próximas da cidade de Pirenópolis. Logo, trata-se de áreas importantes pela sua posição geográfica e porque atuam como zonas amortecedoras entre o núcleo urbano e a APA dos Pireneus (figuras 6 e 17).

Essa região encontra-se bastante comprometida apresentando várias áreas de solo exposto ao redor das áreas de UC propostas. Por isso, sugerem-se ações imediatas visando sua recuperação e maior controle de sua gestão. Algumas das terras ao redor dessas áreas ($15^{\circ}52'44.24''\text{S}$ e $48^{\circ}55' 40.57''\text{W}$; $15^{\circ}54'09.59''\text{S}$ e $48^{\circ}55' 37.26''\text{W}$) estão moderadamente degradadas, ou seja, áreas já alteradas e em processo de degradação elevado, razoavelmente suscetíveis à erosão, necessitando de práticas adequadas de conservação. Recomenda-se não avançar sobre essas áreas porque isso irá alterá-las ainda mais (figura 17).

Considerando dois fatores decisivos, a saber, ser área estratégica para a APA dos Pireneus e apresentar pontos com declive mais acentuado (acima de 15 graus em sua maioria, com pontos acima de 20 graus), tornam-se necessária ações paralelas de assentamento do solo com práticas de drenagem apropriadas a fim de diminuir o risco de assoreamento para os rios tributários que a cruzam. Assim, para que se tenha um melhor ordenamento do espaço mencionado, propõe-se que sejam impostas maiores limitações quanto ao uso daquelas terras para fins agrícolas (figuras 6, 7 e 17).

Para que essas áreas sejam preservadas, é preciso submetê-las a atividades de recuperação florística (áreas degradadas) com espécies nativas ou, em última hipótese, o uso agrícola em sua proximidade deve ser controlado. Para tanto, sugere-se o desenvolvimento de atividades de produção artesanal, com o incentivo a projetos sociais para pequenos agricultores. De qualquer maneira, a agricultura, sob aquelas circunstâncias, não deve avançar mais.

Na região do extremo noroeste, ocorre outro ponto importante para esta análise. Trata-

se de formações de mata ciliar ($15^{\circ}45'50.84''\text{S}$ e $49^{\circ}02'19.97''\text{W}$; $15^{\circ}46'48.13''\text{S}$ e $49^{\circ}02'21.46''\text{W}$), que se encontram estrategicamente dispostas, associadas às formações de Cerradão. Este trabalho constatou que a região do entorno da formação de Cerradão está gravemente ameaçada. Como nessa área encontram-se cursos d'água cercados por áreas degradadas com pequeno declive (10 a 15 graus em média), uma vez que a atividade agrícola prosseguir com a força verificada no presente, haverá inundações periódicas em épocas de chuva, inviabilizando áreas de solo e acumulando detritos oriundos das práticas agrícolas ao seu redor (figuras 6, 7 e 17).

No extremo sudoeste, encontra-se uma área de formação de Campo Sujo em estado avançado de degradação. Essa é uma das áreas mais importantes de toda a bacia uma vez que apresenta a vegetação fragmentada apresenta um bom estado de conservação devendo ser um ponto de conexão no equilíbrio da paisagem na sub-bacia. Aliás, boa parte dessa vegetação apresenta-se moderadamente conservada, indicando boas perspectiva de recuperação, se medidas de conservação forem implantadas. Como essa área dispõe de regiões topográficas nítidas acima de 20 graus (figuras 6, 7 e 17), sugere-se que seja monitorada com grande atenção, uma vez que sua degradação está ocorrendo por pressões das atividades agrícolas em seu entorno, comprometendo esses fragmentos.

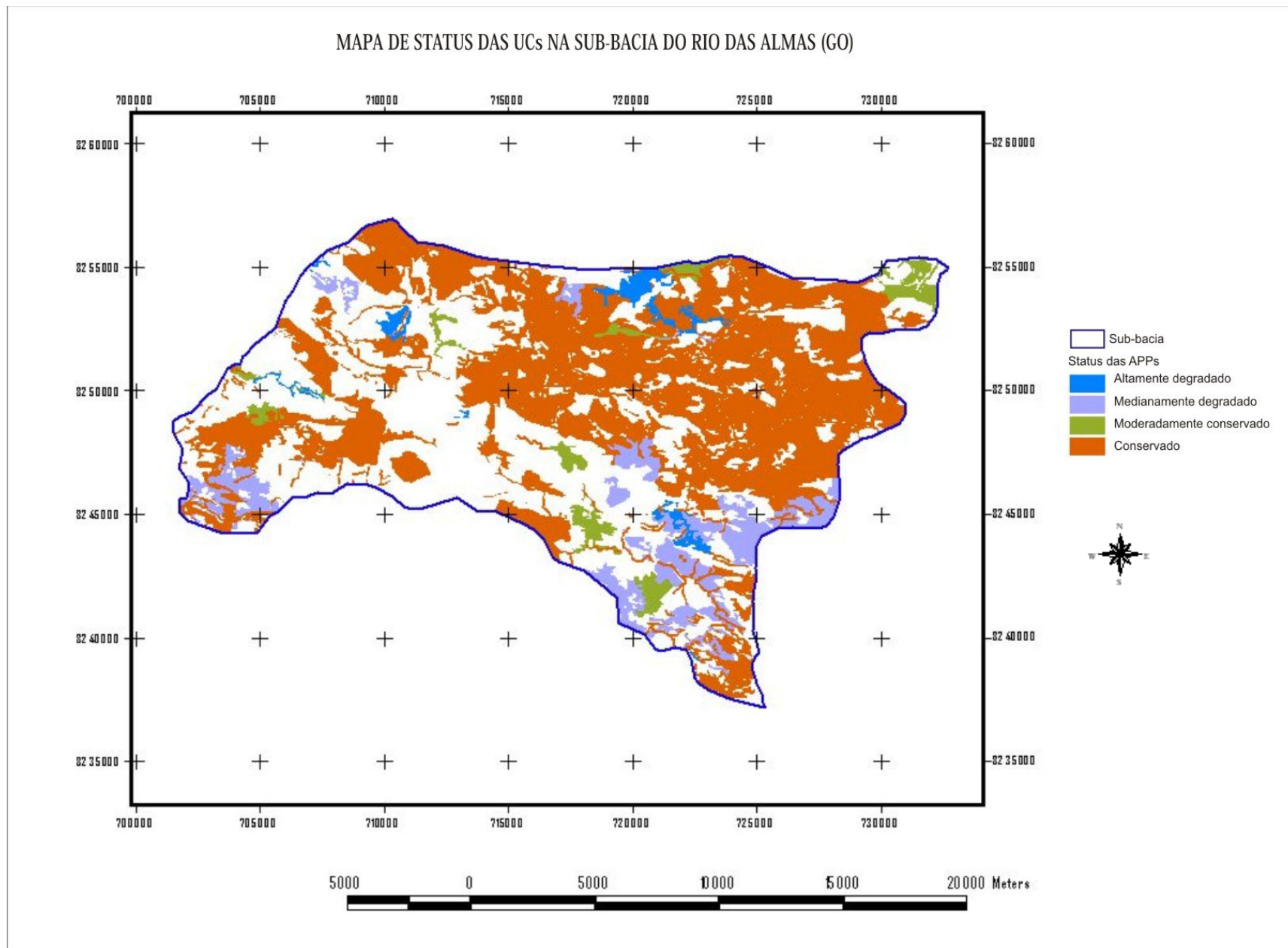


Figura 17: Mapa de Status das UC na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.11 - Análise de risco estimado para unidades de conservação

O risco estimado para potenciais áreas de unidades de conservação na sub-bacia é mais alto na parte centro/leste, especialmente na região onde se localiza a APA dos Pireneus, onde se identificam grandes manchas de cerrado *sensu strictu* e formações de matas e campos em bom estado de conservação e proteção. Uma das maiores preocupações nessa região é a existência de uma relativa concentração de rodovias pavimentadas e não pavimentadas, além do potencial de expansão da ocupação urbana, representada pela cidade de Pirenópolis, ampliando ainda mais o potencial de efeitos sinérgicos para impactos ambientais negativos (figuras 6, 13 e 18).

Destacam-se a presença da BR-070 que “corta” a sub-bacia na sua parte superior de um lado ao outro, além da rodovia estadual GO-338 que atravessa a sub-bacia desde o extremo norte até a sua parte sudeste. Há ainda a presença de outras rodovias estaduais e várias rodovias não pavimentadas espalhadas pelas partes central e norte da sub-bacia.

A cidade de Pirenópolis fica na região centro/sul da sub-bacia. Algumas regiões no centro ainda apresentam risco moderado, devido à distância da cidade de Pirenópolis e de rodovias e estradas, além de estarem protegidas pela APA dos Pireneus e pela vegetação circundante. Nota-se claramente que o potencial de expansão da cidade de Pirenópolis tende a se dar justamente sobre a APA dos Pireneus (figura 18). Por isso, as medidas de preservação para aquela região foram bastante adequadas, porque preservam os recursos naturais e a qualidade ambiental da região, assim como freiam o processo de expansão urbana em curso.

Além do que, processos de urbanização sem planejamento e desordenados causam sérios problemas como despejo e comércio de lixo, impactos ambientais causados por estradas e pela captação clandestina de água, possível expansão desordenada de indústrias no futuro e, principalmente, ocupação imobiliária desordenada, seguida de desmatamentos ilegais para a implantação de loteamentos e criação de animais (porcos). Esse conjunto de efeitos colaterais do processo desordenado de urbanização transforma-se em fatores de ameaça objetiva à integridade das UC já existentes e às que podem ser criadas na sub-bacia estudada.

Deve-se destacar a boa qualidade ambiental existente nos extremo sudoeste da sub-bacia. Contudo, essa região de vegetação nativa encontra-se em uma situação delicada no que diz respeito à sua preservação. Embora bastante preservada e apresentando riscos moderados

a reduzidos para sua existência (figura 18), necessita com urgência de medidas que auxiliem sua conservação, pois se encontra totalmente cercada por atividades agrícolas, que exercerão pressões cada vez maiores e graduais a médio e longo prazo. Por isso, esta área deve ser considerada vital para criação de unidades de conservação.

O ponto mais importante indicado por esse mapa é que as áreas propostas para criação de unidades de conservação na região de estudo, que se encontram sob riscos reduzidos, são muito poucas, ao passo que grande parte das possíveis áreas de vegetação propostas para este fim encontra-se sob alto risco de impacto (figuras 20 e 21). Levando-se em conta a contenção de boa parte destes riscos, pela existência da APA dos Pireneus, conclui-se que as áreas mais indicadas para criação de UC, além da já mencionada, são as regiões situadas a centro-norte e centro-noroeste, as extremidades nordeste e sudeste da referida área de estudo.

Nessas áreas, praticamente todos os pontos, observados em toda a área de estudo, possuem topografia mais elevada, ou seja, trata-se de áreas acima de 25 graus, o que reforça proposta deste trabalho uma vez que essas áreas são pontos de equilíbrio de toda a sub-bacia e toda a recarga e distribuição de água da mesma são dirigidas por essas regiões, principalmente as regiões centro-norte e extremo sudoeste. O Rio das Almas, por exemplo, recebe significativa contribuição de tributários existentes na região centro-norte e essa área encontra-se sob risco moderado a alto. Mais uma vez, destaca-se a medida de preservação realizada com a APA dos Pireneus, que mantém esta pressão sob controle, do contrário o rio estaria completamente ameaçado.

Outro fato de grande importância está na formação topográfica a oeste e extremo sul da bacia, onde praticamente todas as áreas apresentam declividade entre 0 e 5 graus, ou seja, são áreas bastante planas e praticamente ocupadas por culturas agrícolas. Nelas ocorrem várias formações vegetais fragmentadas; dentre as mais importantes, destacam-se formações de Mata Ciliar ($15^{\circ}50'52.91''S$ e $49^{\circ}01'40.01''W$; $15^{\circ}46'56.46''S$ e $49^{\circ}02'19.22''W$), Cerrado ($15^{\circ}48'11.95''S$ e $49^{\circ}01'30.71''W$; $15^{\circ}52'09.18''S$ e $48^{\circ}58'43.25''W$; $15^{\circ}51'10.12''S$ e $48^{\circ}58'56.41''W$) e Cerradão ($15^{\circ}46'23.74''S$; $49^{\circ}03'14.28''W$). Sugere-se implantar o monitoramento via satélite, para auxiliar medidas de preservação e gestão ambiental nestes fragmentos, uma vez que a pressão antrópica sobre eles já é muito grande.

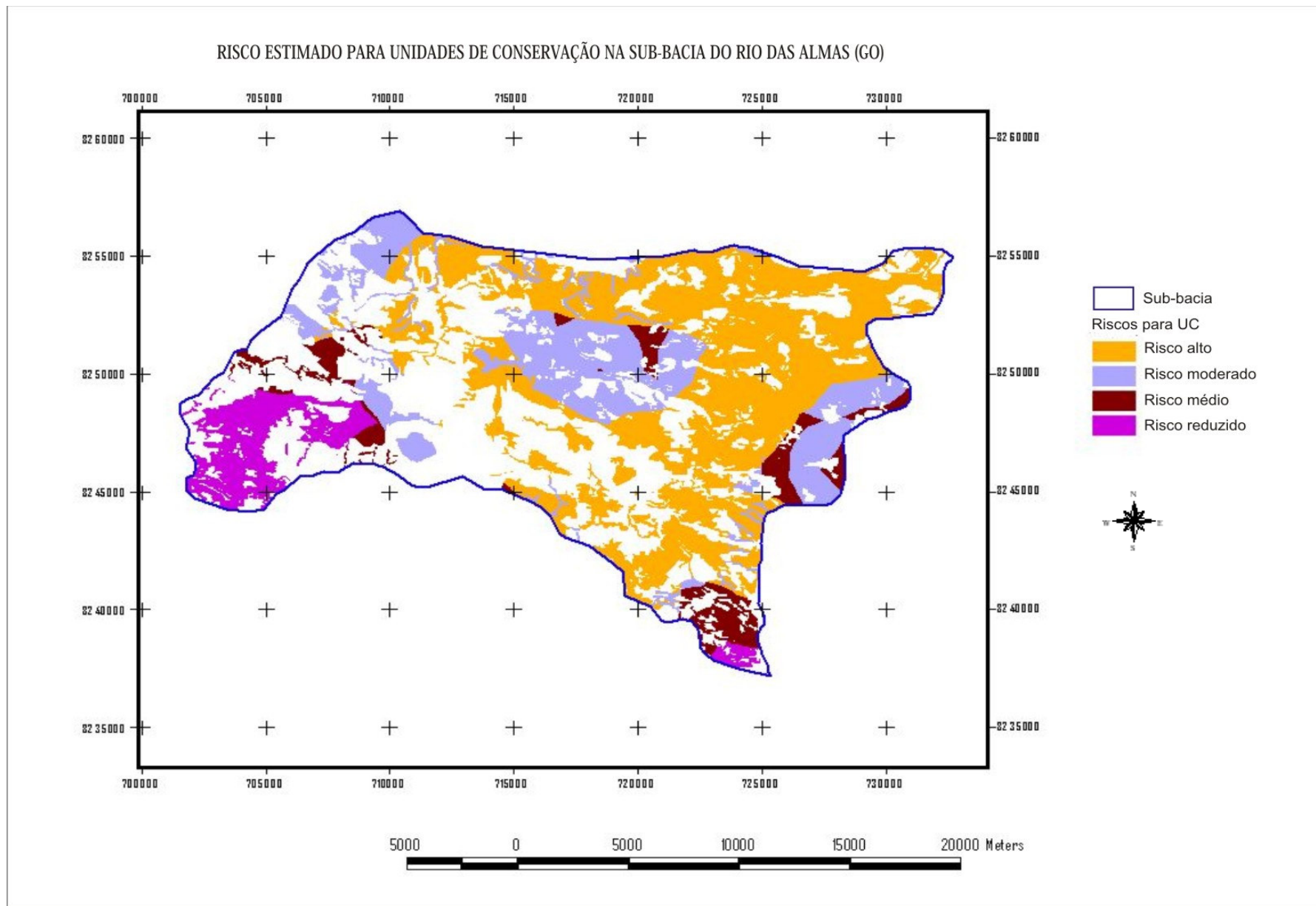


Figura 18: Mapa de Risco Estimado para as Unidades de Conservação na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.12 - Análise de risco estimado para as áreas de preservação permanente

Observa-se, no mapa de risco estimado para áreas de preservação permanente, que mesmo em uma área em que a vegetação se encontra com um bom grau de conservação, apresentando grandes manchas significativas de Cerrado, no caso, a área norte/nordeste da sub-bacia, o risco das áreas de preservação permanente (APP) é considerável e pode ameaçar o estabelecimento de unidades de conservação e corredores ecológicos (figura 19). Como mencionado anteriormente, a existência da APA dos Pireneus mantém protegida essa área.

É muito importante considerar que a pressão antrópica existente está sensivelmente concentrada nessas áreas - centro-leste da sub-bacia -, levando formações vegetais em seu entorno a grave ameaça de alteração ou degradação. Esse risco deve-se, em grande parte, a três fatores principais: proximidade de um centro urbano (Pirenópolis), proximidade de estradas pavimentadas e proximidade de estradas não pavimentadas. Vale destacar que a proximidade de um centro urbano em expansão induz à derrubada da mata para a passagem de rodovias não pavimentadas, o que facilita o acesso de todos até o interior das matas.

Com base nessas considerações, as APP que se encontram na parte central e na parte leste da sub-bacia, cercadas por rodovias estaduais e federais pavimentadas e também por rodovias não pavimentadas, como a BR-070, GO-338, precisam de especial atenção do poder público, ou seja, Governos Municipal e Estadual. Deve-se ainda destacar a parte centro-sul da sub-bacia, onde ocorre a “ameaça” da cidade de Pirenópolis em virtude de sua perspectiva de expansão de acordo com o mapa de potencial à expansão urbana (figura 13), fator que vem a pressionar ainda mais as APP situadas na região da sub-bacia.

As áreas de preservação permanente localizadas no extremo sudoeste da sub-bacia são aquelas que apresentam risco mínimo ou moderado, pois não sofrem pressão de rodovias ou centros urbanos, já que se situam distanciadas daqueles fatores, em regiões mais isoladas e protegidas da expansão urbana.

Trata-se de um estudo de risco “estimado”, ou seja, focado na avaliação da projeção da expansão urbana da cidade e nas prováveis consequências oriundas da proximidade desses fatores que ameaçarão a integridade de várias áreas como a parte central da Sub-bacia e parte sudeste, a médio prazo. Na parte central, a presença e a forte expansão de atividades agrícolas contribuem para aumentar essa pressão sobre os recursos naturais locais. Na parte sudeste, o

motivo maior dessa pressão está na expansão urbana e estradas pavimentadas (figuras 19 e 21).

Resumindo, grande parte das APP em toda a sub-bacia encontra-se sob riscos altos e moderados. A região central da sub-bacia, que está sob risco moderado, precisa receber atenção especial porque é uma das áreas de maior declividade (declives entre 25 a 86 graus). Essa região é um divisor de águas na sub-bacia e, portanto, um dos pontos de maior importância para medidas de conservação e gestão do território, à medida que alimenta vários cursos d'água (tributários) e representa o núcleo da APA dos Pireneus mais próximo de áreas não protegidas e sob forte pressão antrópica (figuras 7, 19 e 21).

Outro fato relevante ocorre na região extremo nordeste da sub-bacia. Essa é uma área bastante ameaçada em todo seu território e exerce forte pressão sobre formações importantes de vegetação, como Cerrado e Mata Seca (figura 6). As atividades agrícolas são os maiores fatores de pressão antrópica, e as formações vegetais mencionadas continuam expostas e desprotegidas. É vital que o poder público monitore essa região por sua proximidade da APA dos Pireneus e por encontrar-se ameaçada por atividades agrícolas que já estão afetando seus cursos d'água.

A imagem de satélite mostra que a mata ciliar e as áreas de cerrado da região estão cercadas por atividades agrícolas, apresentando manchas de solo exposto, que indicam alteração na condição da mata nativa, muito provavelmente pelo corte seletivo inadvertido. Diante desse quadro preocupante, propõe-se que as áreas com maior grau de desordem e alteração (15046'33.28"S e 48051'0.68"W; 15047'11.37"S e 48050'48.48"W) e com maior possibilidade de riscos de perda de qualidade ambiental (extremo nordeste), pelos fatores apresentados, sejam submetidas a um trabalho de delimitação das áreas de efetivo plantio agrícola, assim como sejam recuperadas as áreas ciliares já em curso de degradação para que não sejam comprometidas as vegetações representativas de preservação permanente.

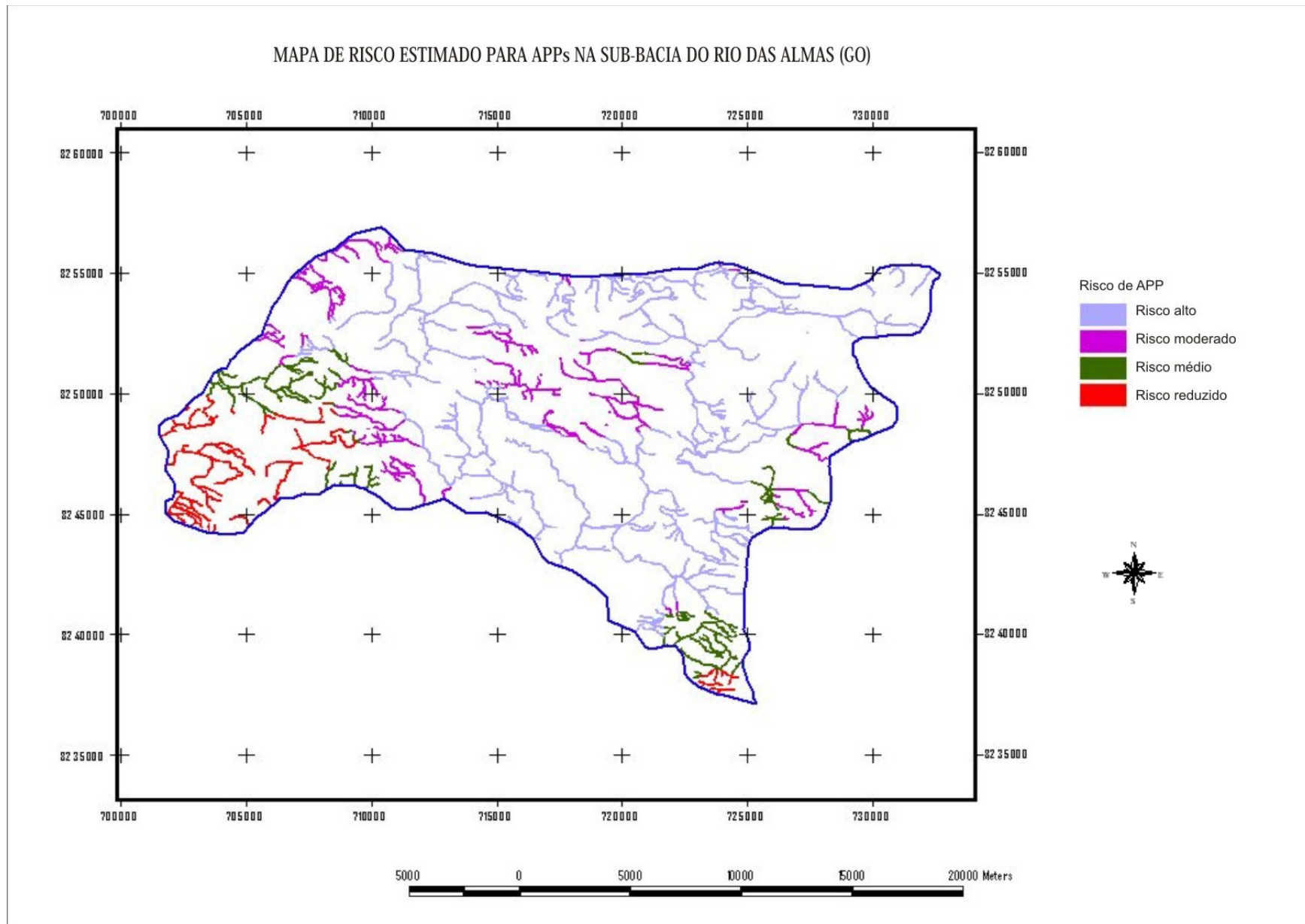


Figura 19: Mapa de Risco Estimado para APP na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.13 - Análise de risco estimado à vegetação nativa

A vegetação da sub-bacia do Rio das Almas encontra-se em grande parte sob elevado grau de risco. Os principais fatores que ameaçam a vegetação existente da sub-bacia são:

- Proximidade a rodovias pavimentadas e não pavimentadas.
- Proximidade a centros urbanos presente na sub-bacia (Pirenópolis).
- A forte ocupação de culturas agrícolas na região, em especial na parte oeste da sub-bacia.
- A prática de atividades de extração mineral em diferentes pontos da sub-bacia, deixando grandes áreas com o solo exposto.
- Declividade menos acentuada (0 a 15 graus).

A presença da BR-070 e da GO-338 e de estradas não pavimentadas aumenta o risco de impactos ambientais e facilitam o acesso do homem às partes mais isoladas das matas, aumentando assim o risco de desmatamentos, incêndios, loteamentos ilegais, caça irregular, extração ilegal de madeira, entre tantos outros efeitos (figura 20).

Grandes manchas de Cerrado próximas à cidade de Pirenópolis sofrem também um grande risco por fatores como desmatamentos, loteamentos e ocupações urbanas irregulares. Outro fator que degrada e desmata fortemente a vegetação na sub-bacia é a atividade agrícola intensa, principalmente na parte oeste, onde ocorrem grandes extensões de culturas agrícolas que cercam manchas de matas ciliares e de encosta, Campos e Cerrado *stricto sensu*, ainda preservados no meio desses cultivos (figura 6).

A proximidade de atividades agrícolas das formações vegetais da área de estudo está constatada como fator de grande risco (figura 20), levando-se em conta que manchas de Cerrado estão impedindo sua expansão. Por outro lado, a produtividade do Cerrado tende a diminuir, a longo prazo, devido às alterações de seu solo produzidas por ações agrícolas (percolação de poluentes em lençóis freáticos, lançamento de efluentes tóxicos nos cursos d'água, penetração no solo de materiais tóxicos, erosão), o que poderá, inclusive, comprometer a utilização da terra para novos cultivos agrícolas.

Os fragmentos com maior risco de impactos negativos, a médio e longo prazo, estão localizados nas regiões centro-sul e leste (figura 21). Alguns deles estão próximos da rodovia

GO-338, que eleva consideravelmente o grau de pressão sobre sua atual condição de preservação, levando ao desequilíbrio da paisagem. Portanto, são necessárias ações e intervenções que visem o restabelecimento do equilíbrio da paisagem entre as regiões leste e oeste da sub-bacia.

As áreas de fragmentos na região centro-sul estão situadas próximas a pontos de atividade agrícola e do centro urbano de Pirenópolis, agravando os riscos de isolamento e degradação. O risco mais alto para as vegetações está vinculado às estradas pavimentadas - GO-338, GO-225, GO-431, BR-070 – e às estradas de leito natural municipal. Nesse sentido, as GO-225 e GO-431 são as que mais influenciam na concentração de riscos elevados de impacto, uma vez que dão escoamento ao Centro de Pirenópolis. Além disso, a BR-070, que atravessa a APA dos Pireneus, representa uma séria ameaça para a conservação daquela importante unidade de preservação regional. Sugere-se que seja evitado qualquer plano de ampliação de estradas no local.

Dentre os fragmentos ameaçados, verificado neste mapa (figura 20) estão vegetações de Mata Ciliar ($15^{\circ}49'17.17''S$ e $49^{\circ}01'41.83''W$; $15^{\circ}49'58.46''S$ e $49^{\circ}00'48.07''W$), Mata Seca ($15^{\circ}49'0.65''S$; $48^{\circ}03'45.13''W$), Cerradão ($15^{\circ}48'02.15''S$; $49^{\circ}02'41.50''W$) e Cerrado ($15^{\circ}46'33.28''S$; $48^{\circ}01'28.88''W$).

Já no extremo noroeste da sub-bacia ocorrem manchas de vegetação nativa com riscos moderados à sua estrutura e distribuição, tais como: pontos com vegetação de Campo Sujo ($15^{\circ}48'02.15''S$; $49^{\circ}02'41.50''W$), Cerrado ($15^{\circ}48'05.76''S$; $49^{\circ}01'27.68''W$) e Mata Ciliar ($15^{\circ}46'59.90''S$ e $49^{\circ}02'19.16''W$; $15^{\circ}48'23.91''S$ e $49^{\circ}04'41.72''W$). Fatores como a proximidade de rodovias, estradas e culturas agrícolas influenciam o elevado nível de risco para as vegetações dessa região.

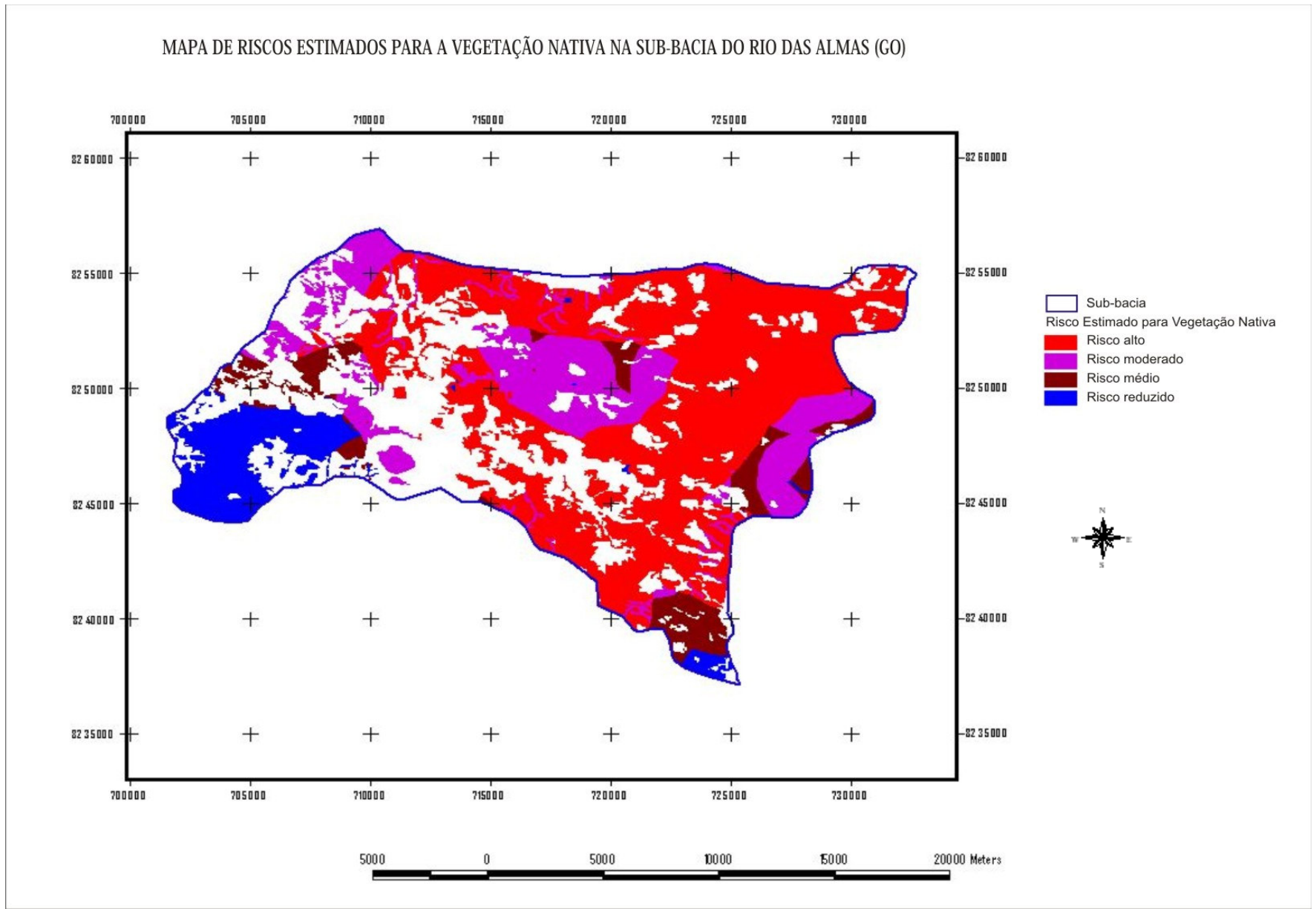


Figura 20: Mapa de Riscos Estimado para a Vegetação Nativa na Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

4.14 - Diagnóstico de risco nas áreas preservadas

De modo geral, a coerência dos mapas demonstra a existência de alto grau de risco para a vegetação da sub-bacia do Rio das Almas. Esta análise alerta para a área norte-nordeste da sub-bacia, onde o risco às áreas de preservação permanente (APP) é alto, preocupando o planejamento de unidades de conservação. Do mesmo modo, o risco estimado para áreas de unidades de conservação na região Centro-leste é alto, especialmente na região onde se localiza a APA dos Pireneus, unidade de conservação já existente (Figura 21).

A região centro-leste da sub-bacia impõem-se como a área de vegetação com maior risco potencial. O acesso às partes mais preservadas da vegetação é fácil, potencializando a perspectiva de consumação de níveis de risco elevado. Por isso, sugere-se que os desmatamentos, incêndios ou extração de madeira ilegal sejam rigorosamente controlados. Essa região é uma área chave para a proposta da criação de unidades de conservação e corredores ecológicos. Observa-se que a presença da APA dos Pireneus atua como um amortecedor contra essa pressão reprimida.

A maioria das áreas de preservação permanente encontra-se também diante de riscos altos e moderados. Áreas de maior declividade (entre 25 e 86 graus) na região central da sub-bacia, com presença de APP, necessitam de proteção. A ameaça da cidade de Pirenópolis sobre a região centro-sul, nas áreas de preservação permanente, é imediata. O risco à estabilidade e à integridade da vegetação ciliar em seu entorno é alto. Impactos ambientais causados pelos fatores já discriminados são reais nas faixas de cursos ciliares para preservação permanente, situadas próximas de APP (figura 21).

Existem várias possibilidades de conexão para movimentação da biodiversidade através das faixas de preservação permanente de cursos hídricos, especialmente naquelas regiões com alto nível de comprometimento. Tal evidência demanda ações de preservação por meio de rotas de corredores, uma vez que ainda estão em bom estado funcional (figuras 21 e 22).

As áreas mais antropizadas, situadas na região oeste, demonstram que a atividade agrícola desordenada é o principal fator de alteração da vegetação, seguido da instalação de núcleos urbanos. O processo de urbanização subsequente, sem planejamento, ameaça fitofisionomias valiosas, podendo deflagrar desordens ainda maiores no futuro, caso não seja

previamente planejado e controlado em sua instalação. A parte oeste, cercada por grandes extensões de culturas agrícolas, está gravemente alterada e ameaça fragmentos de vegetação ainda preservados (figuras 6 e 21).

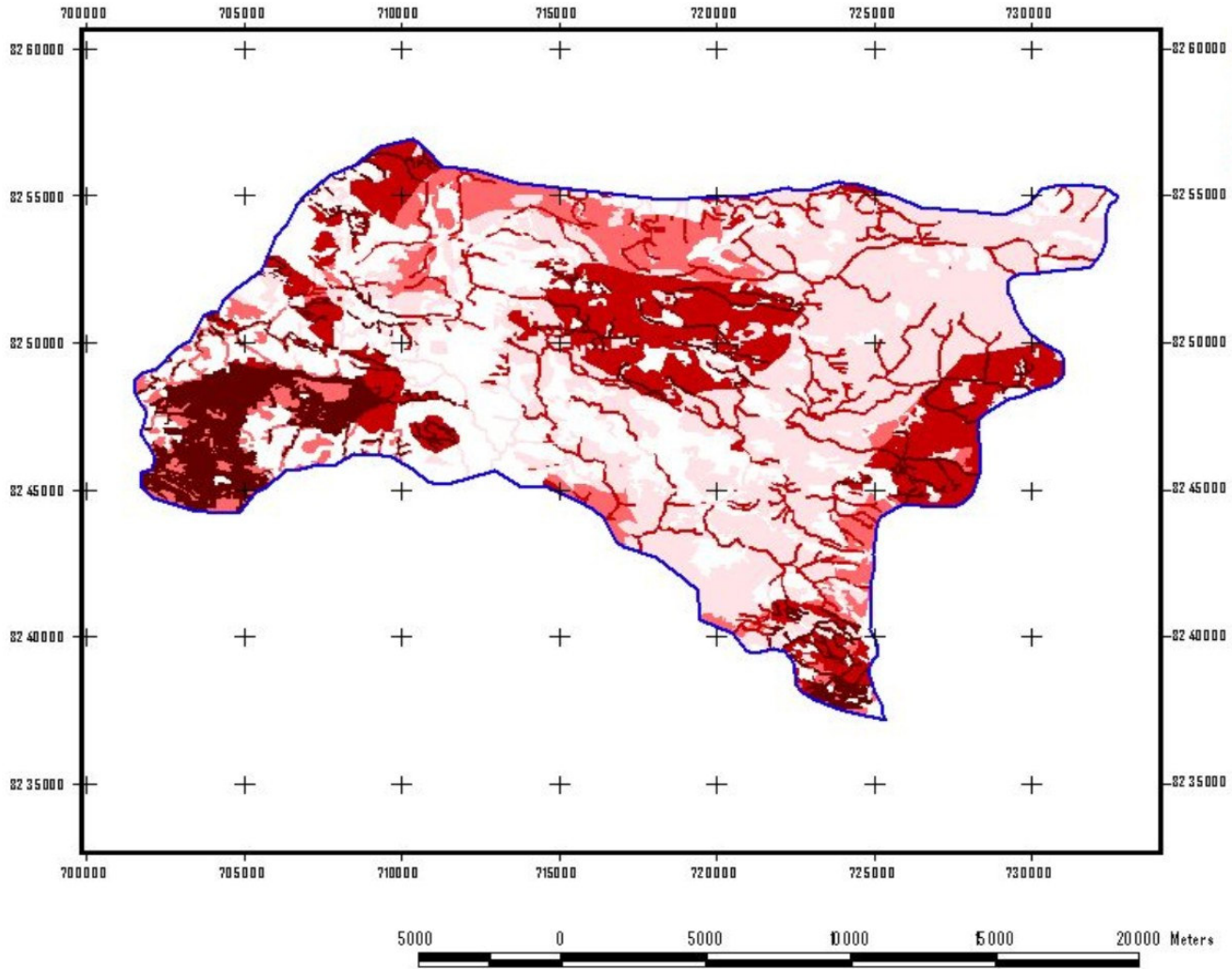
Há fortes indícios para considerar que, nos próximos 50 anos, esse quadro pode agravar-se caso não sejam consideradas essas sugestões, a saber, as medidas de gestão da paisagem e a criação de novas áreas de conservação. Já se constata a atuação de pressões provocando alterações severas na vegetação e comprometendo a boa condição funcional atual.

Há um fragmento de vegetação de Mata Ciliar ($15^{\circ}50'52.91''S$; $49^{\circ}01'40.01''W$), a sudoeste da área de estudo, totalmente cercado por áreas agrícolas, apresentando nível de risco médio a alto. Uma vez que as áreas de fragmentos expostas ao maior nível de risco encontram-se localizadas nas regiões centro-sul e leste, é apropriado que sejam preservadas e aproveitadas nos planos futuros de manejo da paisagem e de conservação. Algumas delas estão próximas à rodovia GO-338 que divide a sub-bacia praticamente ao meio. São necessárias intervenções que visem o equilíbrio entre as regiões leste e oeste.

As regiões norte e noroeste da sub-bacia estão entre os fragmentos mais ameaçados pela proximidade da rodovia BR-070 e pelas culturas agrícolas. Trata-se de uma faixa de vegetação muito importante, em regiões topográficas de baixadas (noroeste) e de elevada altitude (norte), variando entre 860 e 1.240 metros (figuras 7, 20 e 21), com ocorrências de áreas essenciais de preservação permanente. Além disso, concentram áreas expressivas de Cerrado, Mata Ciliar e Cerradão, vitais para os corredores.

DIAGNÓSTICO DE RISCOS NAS ÁREAS PRESERVADAS DA
SUB-BACIA DO RIO DAS ALMAS (GO)

110



4.15 - Áreas potenciais para corredores ecológicos

As análises que levaram à delimitação das melhores áreas potenciais para corredores ecológicos apresentam várias perspectivas de criação de rotas, ilustrando o valor das medidas protecionistas efetuadas com a criação da APA dos Pireneus. Aliás, a APA dispõe das melhores áreas para criação dos corredores e será seu ponto de partida. Assim, a região leste da sub-bacia é aquela que apresenta as melhores condições funcionais para construção dos corredores. Uma área de grande extensão já funciona dessa forma (Figura 22).

Foram delimitados outros lugares para conexão, integrando a paisagem leste-oeste na sub-bacia. Para isso, foram selecionadas 5 grandes áreas principais, que precisam ser preservadas pelo poder público porque darão sustentação às várias áreas adjacentes que integrarão o corredor, incluindo a região da malha hidrográfica e locais com significativo potencial para a passagem de rotas. Portanto, a maioria das rotas respeitará áreas de vegetação já existente, considerando aquelas aqui propostas para UC.

De acordo com essa avaliação, a principal rota sairá da área do extremo-leste, denominada **área 1** ($15^{\circ}50'38.10''S$; $48^{\circ}52'49.03''W$), atravessará toda a região leste e centro-leste denominada **áreas 2 e 3** ($15^{\circ}49'35.62''S$; $48^{\circ}54'12.90''W$ e $15^{\circ}48'30.93''S$; $48^{\circ}58'31.13''W$), seguindo ao norte em direção à região do extremo noroeste denominada **área 4** ($15^{\circ}46'20.76''S$; $48^{\circ}02'30.15''W$) que fará a conexão com a área sudoeste denominada **área 5** ($15^{\circ}50'26.66''S$; $49^{\circ}03'09.40''W$) definindo o caminho da rota principal (figura 22).

Foram elaboradas ainda mais duas seqüências de expansão e/ou melhorias essenciais para a paisagem, que podem ser construídas depois da construção da rota principal, uma vez que esta última tem caráter de urgência, como medida mitigadora, na correção dos impactos maiores. A maioria das rotas será composta pelas áreas potenciais hidrográficas, diagnosticadas no mapa de potenciais (figura 22), associada às áreas de vegetação existente e aquelas em fragmentos. Além disso, a criação das rotas envolve a construção de pequenas “pontes” para aumento da conexão das áreas mais ameaçadas.

O conjunto das três rotas representa 2,78% de toda a área da sub-bacia do Rio das Almas, tendo como extensão total de terras 868.708 ha. Cada uma das 3 rotas localiza-se em áreas bastante distintas. A rota principal percorrerá o caminho leste-centro-oeste da sub-bacia, ao passo que as rotas secundárias irão sustentar a área em conexões ao norte (secundária- 2ª

ordem) e sul-sudeste (secundária-1ª ordem) da sub-bacia. Sugere-se ao poder público que ambas as rotas secundárias sejam construídas, pois são a base de sustentação da rota principal da paisagem. É muito importante saber que o fluxo de biodiversidade não estará concentrado em um único caminho.

A rota principal representa 1.83% da área total da sub-bacia perfazendo 571.047 ha. É a maior área em extensão a ser ocupada. É também a que apresenta a maior área de vegetação lenhosa formada - 357.582 ha -, necessitando de investimento em recomposição para apenas 213.465 ha. Isto com enriquecimento de áreas de campo limpo e campo sujo.

A rota secundária-1ª ordem representa 0.62% da área da sub-bacia ou 193.205 hectares, demandando os menores investimentos para recuperação de apenas 38.712 ha. O restante de sua área, 154.493 ha, é composto por vegetação lenhosa preservada. Na rota secundária-2ª ordem, a demanda por investimento é maior se comparada à rota secundária 1, porém suas dimensões - 0.33% da área total da sub-bacia - são ainda menos expressivas. A maioria da vegetação (58.721ha.) está alterada, exigindo esforços de recuperação em cerca de 50 ha.

Portanto, indica-se às autoridades ou aos gestores municipais que concentrem seus esforços primeiramente em ações de mitigação dos impactos negativos já existentes nas regiões pré-definidas, trabalhando em recomposição da vegetação e enriquecimento de algumas áreas de Campo Sujo e Campo Limpo. Os impactos de longo prazo podem ser corrigidos se as sugestões propostas estiverem associadas entre si nas áreas indicadas em análises anteriores.

É extremamente importante que sejam tomadas medidas de gestão ambiental nesse território. Essa empreitada envolverá um custo de trabalho concernente a uma área de 298.042 ha, ou seja, 34% da área das referidas rotas de corredores que, por sua vez, representam apenas 2.78% de toda a área da sub-bacia.

MAPA DAS ÁREAS POTENCIAIS PARA CORREDORES ECOLÓGICOS DA SUB-BACIA DO RIO DAS ALMAS (GO)

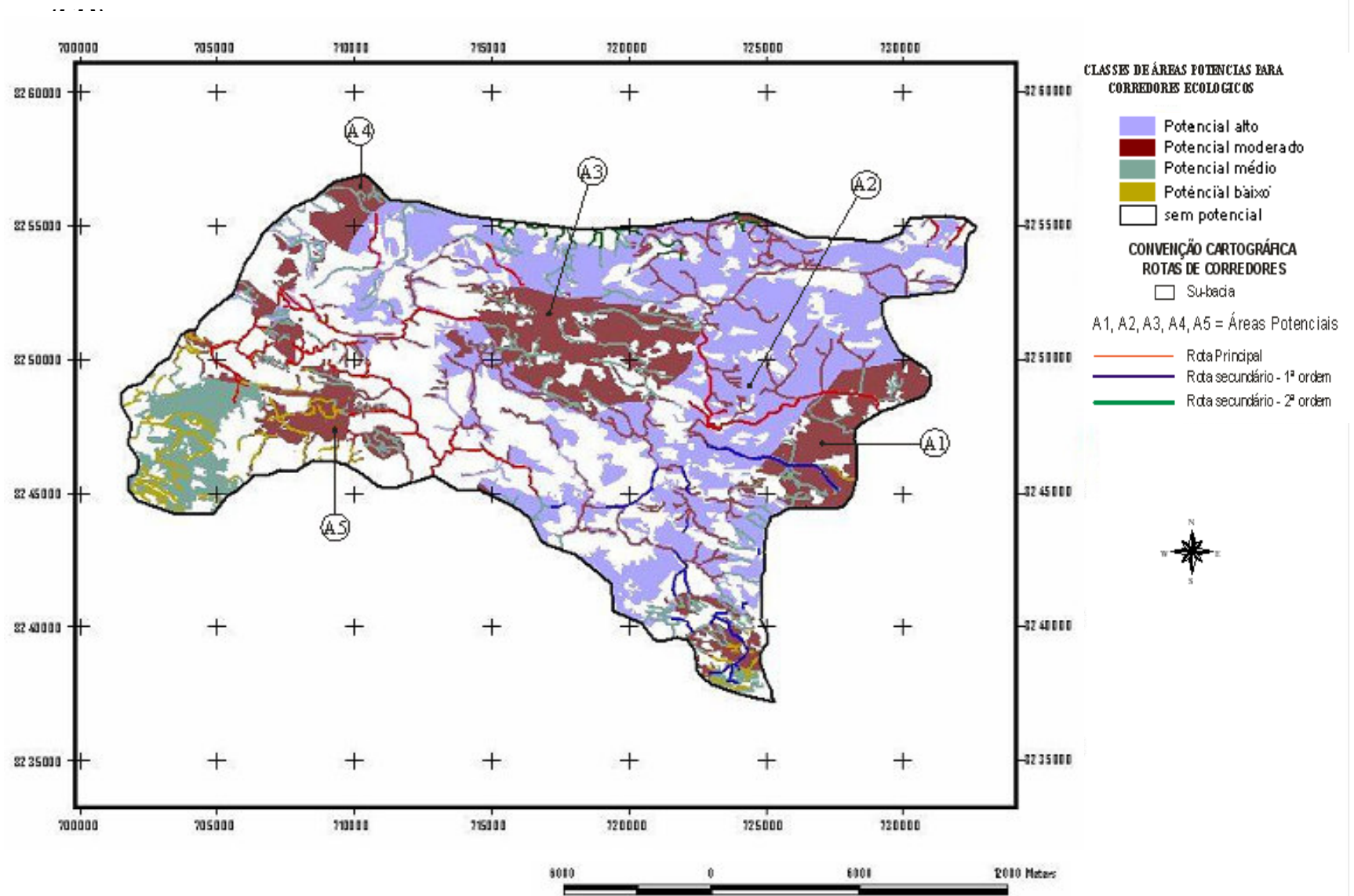


Figura 22: Mapa das áreas potenciais para corredores ecológicos da Sub-Bacia do Rio das Almas (GO).

5 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 - Conclusões

►► Foram criadas 5 grandes áreas potenciais para a passagem da rota dos corredores ecológicos. Áreas apropriadas ao fluxo gênico das espécies; são elas: **área 1** (15°50'38.10"S; 48°52'49.03"W), **áreas 2 e 3** (15°49'35.62"S; 48°54'12.90"W), (15°48'30.93"S; 48°58'31.13"W), **área 4** (15°46'20.76"S; 48°02'30.15"W) e a **área 5** (15°50'26.66"S; 49°03'09.40"W).

►► O conjunto das três rotas representa 2.78% de toda a área da sub-bacia do Rio das Almas, tendo como extensão total de terras 868.708 ha. Destes, apenas 34% da área, ou seja, cerca de 300 ha. precisa ser revegetado. O restante do percurso se dá sobre vegetação nativa preservada, em áreas potenciais.

►► Os mapas de uso do solo e de vegetação permitem quantificar e qualificar a sub-bacia em relação ao estado ou condição funcional do ponto de vista ecológico. Com 65.91% de sua área preservada, de acordo com a teoria da percolação (O' Neil *et al.*, 1992; With e Crist, 1995), a sub-bacia encontra-se em bom estado funcional.

►► A paisagem morfológica (altimetria e declividade) é definida por três principais superfícies com declividades inferiores a 0 - 15°, separadas por 3 regiões de escarpas (zonas de transição), ao centro, oeste e leste, cujos limites são definidos, aproximadamente, pelas cotas 820 e 1.180 metros.

►► Os conflitos de uso de solo nas APP, ao longo dos cursos d'água (*buffer* de 50 m - Código Florestal), representam 18.85% da área total destas.

►► A maioria das áreas mais planas (0 a 5°) apresenta maior presença de atividades antrópicas - 47.6% de toda a área - onde a exploração da vegetação ocorre com maior frequência.

►► A representatividade das formações lenhosas nativas nas APP, ao longo dos cursos d'água, alcança 74,77% da área total. Além disso, as APP, em toda a sub-bacia, atingem cerca de 80%, indicando plenas condições funcionais nesses habitats.

- ▶▶ As principais áreas de risco elevado para a vegetação nativa na sub-bacia são representadas pelas áreas ao norte, centro-leste e centro-sul em virtude da proximidade das rodovias BR-070 e GO-338, assim como da forte prática agrícola desordenada.
- ▶▶ A região central da área de estudo apresenta níveis de declive entre 10 e 86 graus e, embora represente apenas 7.9% de toda a sub-bacia; essa região precisa ser preservada e monitorada continuamente para que não sofra alterações.
- ▶▶ As áreas propostas para criação de UC na região de estudo que apresentam riscos reduzidos são muito poucas, ao passo que grande parte das possíveis áreas encontra-se sob alto risco de impacto ambiental.
- ▶▶ Dentre as mais importantes áreas fragmentadas de vegetação nativa, sob elevado nível de risco, estão as formações de Mata Ciliar [(15⁰49' 17.17"S; 49⁰01' 41.83"W) (15⁰49' 58.46"; 49⁰00' 48.07"W)], Mata Seca (15⁰49' 0.65"S; 48⁰03' 45.13"W), Cerradão (15⁰48' 02.15"S; 49⁰02' 41.50"W) e Cerrado (15⁰46' 33.28"S; 48⁰01' 28.88"W).
- ▶▶ A região oeste da sub-bacia é, sem dúvida, a que sofreu maior desgaste e alteração ao longo dos anos e necessita de conexão com áreas fragmentadas a oeste a fim de religar o espaço existente, alterado por ações antrópicas na região leste.
- ▶▶ A BR-070, que atravessa a APA dos Pireneus, representa uma séria preocupação no que diz respeito às medidas de controle e preservação daquela importante unidade de preservação regional.
- ▶▶ Na região do meio-oeste, existem significativas condições para construção da rota principal de conexão possibilitando mudanças importantes na paisagem, caso sejam efetuados, junto à sua construção, trabalhos bem coordenados de educação ambiental.
- ▶▶ As regiões norte e noroeste da sub-bacia contêm os mais importantes fragmentos com elevado nível de ameaça. Trata-se de uma faixa de vegetação em regiões topográficas de baixadas (noroeste) e de elevada altitude (norte), variando entre 860 a 1.240 m.
- ▶▶ A ameaça da cidade de Pirenópolis sobre a região centro-sul, nas áreas de preservação permanente, é imediata. O risco à estabilidade e à integridade da vegetação ciliar em seu entorno é alto.

» Os SIG constituem excelente ambiente para trabalhar com gerenciamento ambiental, especialmente no que tange à problemática de riscos ambientais, atividade que envolve a análise e a manipulação de um grande número de informações.

» A atualização constante dos mapas temáticos propostos neste trabalho é essencial para manter a conservação e/ou manutenção das áreas de potencial para corredores ecológicos e suas rotas de conexão. As imagens orbitais CBERS-2 são de grande utilidade para a atualização dos dados ambientais e monitoramento das áreas potenciais.

» A escala adequada para o desenvolvimento do trabalho é ainda um tema desafiador no Brasil. As informações levantadas em forma cartográfica não estão em uma mesma escala. No próprio IBGE, os mapas da região encontram-se na escala de 1:100.000, enquanto que outros mapas como pedologia, por exemplo, estão em escalas bem menores, não sendo possível utilizá-los.

» É importante a instalação de um departamento ou setor de geoinformação na gestão ambiental do município. Tão importante quanto isto, é a presença da fiscalização que pode conter o processo de avanço ou ameaça sobre as áreas aqui delimitadas para conservação.

5.2 - Recomendações

» Gerenciar racionalmente o uso das 5 áreas potenciais para corredores ecológicos a fim de melhor equacionar e administrar os conflitos e, ao mesmo tempo, garantir a preservação dos recursos naturais na sub-bacia.

» Realizar campanhas de educação ambiental com os moradores e proprietários rurais na área da sub-bacia (utilização da escola rural como centro de reunião comunitária).

» Criar mecanismos de investimentos ao eco-turismo na região, incentivando o uso das 5 áreas potenciais para corredores ecológicos, como parte integrante de um projeto turístico.

» Recuperar as APP que apresentam ocupação de atividades antrópicas.

» Monitorar rotineiramente o lançamento de resíduos da agroindústria e a aplicação de agrotóxicos e fertilizantes nas drenagens da sub-bacia do Rio das Almas.

- ▶▶ Utilizar as “áreas chaves” elaboradas no *mapa de áreas ótimas para criação de unidades de conservação* como as áreas mais indicadas para propostas de UC, em composição com as “áreas núcleo”.

- ▶▶ Criar áreas adicionais à APA dos Pireneus para lhe dar maior sustentação. O potencial de expansão da cidade de Pirenópolis exerce grande pressão sobre a APA dos Pireneus daí a medida tomada para preservação daquela área ter sido acertada.

- ▶▶ Redobrar a atenção e o monitoramento à BR-070. Devido à forte demanda reprimida, essa rodovia é capaz de provocar efeitos negativos sobre a APA dos Pireneus. que atua como amortecedor dessa pressão reprimida.

- ▶▶ Condicionar a integração de dados entre as instituições governamentais e permitir o acesso às bases de dados por todos os interessados por meio de uma política ambiental elaborada pelo Governo Estadual. Essas informações ambientais devem ser organizadas, padronizadas e detalhadas por normas correspondentes à legislação ambiental.

- ▶▶ Aperfeiçoar os planos de conservação de áreas preservadas por parte do Governo Estadual, assim como incentivar a instalação de futuros investimentos agro-pecuários ou industriais, a partir da elaboração do Zoneamento Econômico Ecológico (ZEE) efetivo e detalhado no Estado.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB´SABER, A. N. **Zoneamento ecológico da Amazônia: questões de escala em método.** Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. CEPAL /IPEA. Brasília. 1987. Mimeografado
- AB´ SABER, A . N. **Os domínios morfo-climáticos na América do Sul: primeira aproximação, Geomorfologia.** São Paulo: Instituto de Geografia/USP. 1977. n. 52.
- ACEVEDO, M.F., Urban, D.L. and Ablan, M. 1996. **Landscape scale forest dynamics: GIS, gap and transition models.** In Goodchild, M.F.; Steyaert, L.T.; Parks, B.O.; Crane, M.P.; Johnston, C.A.; Maidment, D.R.; Glendinning, S. Editors, *GIS and environmental modeling: progress and research issues*, GIS. World Books, 181–87.
- ACOT, P. **História da Ecologia.** Rio de Janeiro: Campus, 1990.212p.
- ADLER, P.B.; Raff, D.A .; Lauenroth, W.K. **The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation.** *Oecologia*, 128:465-479. 2001. Springer-Verlag. July. 2001.
- AGENDA 21. **Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento.** Senado Federal. Secretaria de Documentação e informação. Subsecretaria de Edições técnicas. 591p. 1996.
- AHERN, J., 1995. **Greenways as a planning strategy.** *Landscape Urban Plan.* 33, 131–155.
- AIZEN, M. A. and Feinsinger, P. 1994. **Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina.** *Ecology* 75:330 – 351.
- ALHO, C. J.R; Martins, E. de S. **De grão em grão, o Cerrado perde espaço. Cerrado: Impactos do processo de ocupação.** WWF. World Wildlife Fund. Fundo Mundial para a Natureza. Brasília, BR. 1995. 66 p.
- ALTOÉ, R. T.; Oliveira, J. C.; Ribeiro, S. C.A.A. **Sistema de informações geográficas na definição de corredores ecológicos para o município de Conceição da Barra – ES.** Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 1995-2002.
- ALVES FILHO, M. **Pesquisa antevê efeitos do aquecimento global.** *Jornal da UNICAMP.* Universidade Estadual de Campinas. Março, 2005.
- ALVES M. Da G. ; Barroso J. A. **Análise do Potencial de Uso Urbano do Distrito de Inoã-Maricá e Região Oceânica de Niterói-RJ através de Mapeamento Geológico-Geotécnico e Técnicas de Geoprocessamento.** Anais X SBSR, Foz do Iguaçu,21-26 Abril. 2001. INPE.pg. 1059-1068.
- ANA. Agência Nacional de Águas. 2008. **Manual de construção de base hidrocodificada da ANA : fase 1 - construção da base topológica de hidrografia e ottobacias conforme a codificação de bacias hidrográficas de Otto Pfafstetter: versão 2.0 de 1/11/2007.** Disponível em, <http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/>

- ANDREWS, J. 1993. **The reality and management of wildlife corridors**. Br. Wildlife 5, 1-7.
- ARAÚJO, M.B. 1994. **Fragmentação de ecossistemas e corredores ecológicos na óptica do planejamento para a biodiversidade: ensaio aplicado a ecossistemas florestais do Grampian (Escócia)**. Tese de licenciatura em Geografia e Planejamento Regional. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- ARRUDA, M. 1999. **Gestão Integrada de Ecossistemas: a escala da conservação da biodiversidade expandida**. Anais do Congresso Brasileiro de Conservação da Biodiversidade, São Paulo.
- ARRUDA, M. B.; Nogueira de Sá, L. F. S. **Corredores ecológicos. Uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: Ibama, 2004. 220p
- ASPINALL, R., & Veitch, N. (1993). **Habitat Mapping from Satellite Imagery and Wildlife Survey Data Using a Bayesian Modeling Procedure in a GIS**. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 59, 537-543.
- AYRES, J.M., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A.B., Queiroz, H.L., Pinto, L.P.S., Masterson, D. & Cavalcanti, R. 1997. **Abordagens Inovadoras para Conservação da Biodiversidade no Brasil: Os Corredores das Florestas Neotropicais**. Versão 3.0. PP/G7 - Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais: Projeto Parques e Reservas. MMA/IBAMA, Brasília.
- BAILEY, R. 1996. **Ecosystem Geography**. Ed. Springer, EUA, 204p.
- BARBOSA, A. M.; Soares, J.V.; Medeiros, J.S. de. **Subsídios para o planejamento em ecoturismo, na região do Médio Rio Grande (MG), utilizando geoprocessamento e sensoriamento remoto**. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2035-2042.
- BARROS FERRAZ, S. F. de; Vettorazzi, C.A. **Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de Ecologia de Paisagem**. R. Árvore, Viçosa-MG, v.27, n.4, p.575-583, 2003.
- BAUDREY, J.; Merriam, H.G. 1988. **Connectivity and connectedness; functional versus structural patterns in landscapes**. In: Schreiber, K.F. (Ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*, Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. Munsterocher Geographische Arbeiten 29, Munster, Germany, pp. 23-28.
- BAZ I.; Geymen Abdurrahman.; Nogay Er, S. **Development and application of GIS-based analysis/synthesis modeling techniques for urban planning of Istanbul Metropolitan Area**. Elsevier. Article in Press: accepted 14 March 2008
- BEIER, P.; Loe, S. 1992. **A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors**. Wildlife Soc. Bull. 20, 434-440.

- BENATTI m. C. C.; nishide v. M. **Elaboração e implantação do mapa de riscos ambientais para prevenção de acidentes do trabalho em uma unidade de terapia intensiva de um hospital universitário.** Rev. latino-am. enfermagem - Ribeirão Preto - v.8 - n.5 - p.13-20 - outubro 2000
- BENNETT, A.F., 1999. **Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation.** IUCN, Gland, Cambridge, UK.
- BENNETT, A.F.; Henein, K.; Merriam. G. 1994. **Corridor use and the elements of corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic.** Biology Conservation 68, 155-165.
- BINFORD, M.W.; Buchenau, M.J. 1993. **Riparian greenways and water resources.** In: Smith, D.E., Hellmund, P.C. (Eds.), Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, pp. 69-104.
- BITTENCOURT, M.C.; Pivello, V.R. 1998. **SIG e sensoriamento remoto orbital auxiliando o zoneamento ecológico.** Investigaciones Geográficas Boletín 36: 35-43
- BLACK, A. E.; Morgan, P.; Hessburg, P.F. 2003. **Social and biophysical correlates of change in forest landscapes of the interior Columbia Basin, USA.** Ecol. Appl. 13:51-67.
- BOLFE, É. L.; Pereira, R. S.; Madruga, P. R. de A. **Geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicados à análise de recursos florestais.** *Cienc. Rural*, Jan./Feb. 2004, vol.34, no.1, p.105-111. ISSN 0103-8478.
- BOLGER, D. T.; Scott, T.A.; Rotenberry, J.T. 2001. **Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species.** Biol. Conserv. 102:213 – 224.
- BONA, F.; Badino, G.; Isaia, M. **Designing a “tailor-made” ecological network using geographical information systems.** Ecol Res (2006) 21: 605-610. DOI 10.1007/s1 1284-006-0157-y. March, 2006.
- BOTKIN, D.B., Janak, J.F. and Wallis, J.R. 1972. **Some ecological consequences of a computer model of forest growth.** Journal of Ecology 60, 849–72.
- BOYCE M. S.; Mao, J. S.; Merrill, E. H.; Fortin, D. **Scale and heterogeneity in habitat selection by elk in Yellowstone National Park.** Ecoscience. 10(4):421-431. 2003
- BRADY, N.C.; Weil, R.R. **The nature and properties of soils.** Prentice-Hall; Upper Saddle River, 1996. 740p.
- BRANDT, J., 1995. **Ecological networks in Danish planning.** Landscape 12 (3), 63–76.
- BRONAUT, R. P. M.; Paranhos Filho, A.C. **Avaliação do uso de imagens CBERS- 2/CCD na identificação e monitoramento das áreas de preservação permanente ao longo dos corpos hídricos.** Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 799-806.

- BROWN S. 1994. **Linking multiple accounts with GIS as decision support system to resolve forestry wildlife conflicts.** Journal of Environmental Management 42: 349–64.
- BROWN, L. **Salve o Planeta.** Qualidade de vida. Worldwatch Institute. São Paulo: Globo, 1990.
- BULLOCK, J.M.; Moy, I.L.; Pywell, R. F. *et al.* 2002. **Plant dispersal and colonization processes at local and landscape scales.** – In: Bullock, J.M., Kenwood, R. and Hails, R. (eds), Dispersal ecology, Blackwell Science, pp. 279-302.
- BOURROUGH, P. **Principles of Geography Information Systems for Land Resources Assessment.** Oxford: Clarendon Press. 1989. p. 15-27.
- CAIN, D.H.; Ritters, K.; Orvis, K. 1997. **A multiscale analysis of landscape statistics.** Landscape Ecol. 12:199-212.
- CALIJURI, M. L. **Sistemas de informações Geográficas II.** Universidade Federal de Viçosa. Imprensa Universitária. Minas Geerais. 40p. 1995.
- CÂMARA, G; Medeiros, J. S, 1998. **GIS para Meio Ambiente.** INPE, São José dos Campos, SP.
- CARDOSO, E.S.; Corrêa, R. S. **Identificação de Corredores Ecológicos no Distrito Federal.** In Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Curitiba, PR. 17-21/out./2004. p. 241-249.
- CARNEIRO, C. G.; Coelho, G. B. **Método operativo para o planejamento e gestão ambiental.** In: **WORKSHOP para Zoneamento de Áreas de Proteção Ambiental.** Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social - IPARDES/SEMA, Curitiba, 1987.
- CARVALHO, F. C. **Evidências confirmam a eficácia dos corredores ecológicos.** Portal Revista Ecotur. Disponível em <http://www.revistaecotur.com.br>. 2006.
- CASTRO, C. M. de C.; Peixoto, M. N. de O.; Rio, G. A. P. do. **Riscos Ambientais e Geografia: conceituações, abordagens e escalas.** Anuário do Instituto de Geociências. UFRJ. Vol. 28-2/2005. p. 11-30.
- CAVALCANTI, R. & C. Joly. 2002. **The conservation of the Cerrados.** In: P.S. Oliveira & R. J. Marquis (eds.). The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna. pp. 351-367. Columbia University Press, New York.
- CHACE, J. F.; Walsh, J. **Urban effects on native avifauna: a review.** Landscape and urban planning. 74. 46-69. 2006.
- CINTRA, Marcos Antonio Macedo. **Suave fracasso: a política macroeconômica brasileira entre 1999 e 2005.** Novos estudos. - CEBRAP, Nov. 2005, no.73, p.39-56. ISSN 0101-3300.

- CLARK, FS; Slusher, RB, 2000. **Using Spatial analysis to Drive Reserve Design: a Case Study of a National Wildlife Refuge in Indiana Illinois (USA)**. Landscape Ecology 15: 75-84.
- CNUMAD, 1995. **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento**. Centro de Documentação e Informação, Coordenação de Publicações, Brasília, 471p.
- COLLINGE, S. K. **Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments**. Landscape and Urban Planning, v.42, n. 2-4, p. 157-168, Dec. 1998.
- CONAMA. Resolução **Conama nº 303**. 20 de março de 2002. Publicada no DOU no 90, de 13 de maio de 2002, Seção 1, página 68.
- CIB. CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL; Fundação SOS Mata Atlântica; Fundação Biodiversitas; IPÊ; SMA-SP e SEMAD-MG. **Avaliação e ações prioritárias para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campo Sulinos**. MMA/SBF. Brasília-DF. 2000.
- CONSTITUIÇÃO FEDERAL. Constituição da República Federativa do Brasil. 1988. Disponível em, <http://www.senado.gov.br/sf/legislacao/const>.
- COOK, W.M.; Lane, K. T.; Forest, B. L. *et al.* 2002. **Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments**- Ecol. Lett. 5:619-623.
- COOMCS. D.A.; Rees, M.; Turnbull, L. *et al.*, 2002. On the mechanisms of coexistence among annual-plant species, using neighbourhood techniques and simulation model. Plant Ecol. 163:23-38.
- CORDEIRO, C.M. 2003. **Identificação de áreas prioritárias à formação de corredores ecológicos no município de Belmonte – Bahia**. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. UESC. Ilhéus.
- COSTANZA, R.; Voinov, A.; Boumans, R.; Maxwell, T.; Villa, F. *et al.* 2002. **Integrated ecological economic modeling of the Patuxent River watershed, Maryland**. Ecol. Monogr. 72:203-32.
- CRONON, W. 1983. **Changes in the Land: Indians, Colonists and the History of New England**. New York: Hill & Wang. 241 pp.
- DAMSCHEN *et al.* . 09 de Outubro.2006. Universidade da Califórnia. Santa Bárbara (EUA). Editora do Portal Revista Ecotour. Disponível em <http://www.revistaecotour.com.br>.
- DAVIES, K. F.; Melbourn, B.A.; Margules, C. R. 2001. **Effects of within – and between-patch process on community dynamics in a fragmentation experiment**. – Ecology 82:1830-1846.

- DIAMOND, J, 1986. **The Design of a Nature Reserve System for Indonesian New Guinea**. In: M.E. Soule Ed. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Ssinauer Associates Inc. Sunderland Mass.
- DIAS Júnior *et al.* **Avaliação quantitativa da sustentabilidade estrutural de um latossolo vermelho-amarelo cultivado com eucalipto na região de Peçanha-MG**. Sociedade de Investigações Florestais. Revista Árvore, Viçosa-MG. V. 27, n. 3,p. 343-349. 2003.
- DIAS, J.E.; Gomes, O.V.O.;Costa, M.S.G.C.;Rodrigues, A.F.;Góes, M.H.B. **aplicação do mapa digital de proximidades no planejamento ambiental do município de volta Redonda/RJ**. anais - I simpósio regional de geoprocessamento e sensoriamento remoto Aracaju/se, 17 e 18 de outubro de 2002
- DONOVAN, T.M.; Jones, P. W.; Annand, E. M. *et al*, 1997. **Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context**. – Ecology 78:2064-2075.
- DOVER, J. W.; Fry, G. L. A. 2001. **Experimental simulation of some visual and physical components of a hedge and the effects on butterfly behavior in an agricultural landscape**. – Entomol. Exp. Appl. 100:221-233.
- DOWNES, S. J.; Handasyde, K. A.; Elgar, M. A. 1997. **The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests**. – Conserv. Biol. 11:718-726.
- DRAPER, D., A. Rossello-Graell, C. Garcia, C. Tauleigne Gomes; C. SERGIO. **Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal**. **Biological Conservation**. 113:337-349. 2003.
- EITEN, G. 1972. **The cerrado vegetation of Brazil**. Botanical Review 38(2): 201-341
- EMBRAPA. Empresa Brasileira Agro-pecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2006.306 p.
- ENCINAS, J.I.;Nóbrega, R.C. da; Júnior, A .F.C. **Sugestão de criação de uma área de preservação ambiental na região do Ecomuseu do Cerrado**. In: B. Herb. Ezechias Paulo Heringer. Brasília, DF. V. 1., 2004. p.22-35.
- EVINK, G.; Ziegler, D.; Garrett, P.; Berry, J.; 1996. **Highways and movement of wildlife: improving habitat connections and wildlife passageways across highway corridors**. In: Proceedings of the Florida Department of Transportation/Federal Highway Administration Transportation-Related Wildlife Mortality Seminar, Report No. FHWA-PD-96-041, 30 April-2 May 1996, Orlando, FL.
- FAGAN, W. F. **Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations**. Ecology 83:3243-49.2002.
- FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity**. Annu. Rev. Col. Evol. Syst. 34:487-15. 2003.
- FAHRIG. L. 2001. **How much habitat is enough?** – Biol. Conserv. 100:65-74.

- FEDRA, K. 1993: **GIS and environmental modeling**. In Goodchild, M.F., Parks, B.O. and Steyaert, L.T., editors, *Environmental modeling with GIS*, Oxford University Press, 33–51.
- FERNANDES, F.A.S. 1996. **Efeito da fragmentação de ecossistemas: a situação das unidades de conservação**. Anais do Primeiro Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação.
- FERNANDES, R.V.; Godoy, F.L. 2003. **Corredores Florestais – Novos Caminhos para o Mico-Leão-Dourado**. In: Anais do 9o Show Internacional de Geotecnologias – GIS Brasil. São Paulo/SP.
- FERRAZ, S. F. de B.; Vettorazzi, C. A. **Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem**. *Rev. Árvore*, July/Aug. 2003, vol.27, no.4, p.575-583.
- FISCHER, R.A.; Martin, C.O.; Fischenich, J.C.; 2000. **Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife**. In: Wigington, P.J.; Beschta, R.L. (Eds.). *Riparian ecology and management in Multi-land use watersheds*. American Water Resources Association, Middleburg, /VA, TPS-002, pp. 457-462.
- FISCHER, T.; Melo, V. P.; Carvalho, M. R. de; Jesus, A. de; Andrade, R. A.; Waiand, C. **Perfis visíveis na gestão social do desenvolvimento**. *RAP Rio de Janeiro*, Set /Out. 2006. 40(5) :789-808p
- FLEURY, A. M.; Brown, D. R. **A framework for the design of wildlife conservation corridors with specific application to southwester Ontario**. *Landscape and Urban Planning*, v.37, n 3-4, p. 163-186, July 1997.
- FORMAN, R. T. 1995. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge Univ. Press.
- FORMAN, R. T. T.; Godron, M. **Landscape Ecology**. John Wiley & Sons. New York. 1986
- FORMAN, R.T.T. and Hersperger, A.M. 1996. **Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions**. In: *Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality*. Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D. and Berry, J., Eds. Florida Department of Transportation Report FL-ER-58-96. Tallahassee, Florida, USA: 1-22.
- FORMAN, R.T.T., 1991. **Landscape corridors: from theoretical foundations to public policy**. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beaty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 71-84.
- FORMAN, R.T.T., Godron, M., 1981. **Patches and structural components for landscape ecology**. *BioScience* 31, 733-740.
- FOSTER, D.R. 1992. **Lands history (1730-1990) and vegetation dynamics in central New England, USA**. *J. Ecol.* 80:753-72.

- FOSTER, D.R.; Fluet, M.; Boose, E.R. 1999. **Human or natural disturbance: landscape-scale dynamics of the tropical forests of Puerto Rico.** *Ecol. Appl.* 9:555-72.
- FRECKLETON, R. P. and Watkinson. A. R. 2002. **Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations.** – *J. Ecol.* 90:419-434.
- GALVÃO, W. S.; Meneses, P. R. **Avaliação dos sistemas de classificação e codificação das bacias hidrográficas brasileiras para fins de planejamento de redes hidrométricas.** Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2511-2518.
- GANEM, Roseli Senna. **Políticas de conservação da biodiversidade e conectividade entre remanescentes do cerrado.** Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Tese de doutorado. 2007. 427p.
- GARCIA, E.A . C. **Desenvolvimento Econômico Sustentável do Cerrado.** Pesquisa Agropecuária brasileira. Brasília, v. 30, n. 6, p 759-774, jun. 1995
- GASCON, C.; Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O. *et al.* 1999. **Matrix habit and species richness in tropical forest remnants.** *Biol. Conserv.* 91:223-229.
- GILPIN, M. E.; HANSKI, I. 1991. **Metapopulation Dynamics. Empirical and Theoretical Investigations.** Cambridge Univ. press, Cambridge and New York.
- GOODALE, C. L.; Aber, J.D. 2001. **The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests.** *Ecol. Appl.* 11:253-67.
- GOODCHILD, M.F. 1994. **Integrating GIS and remote sensing for vegetation analysis and modeling: methodological issues.** *Journal of Vegetation Science* 5, 615–26.
- GREENPEACE. 2007. Home page. Brasil. **Fazendo as escolhas certas.** Disponível em <http://www.greenpeace.org/brasil/energia/fazendo-as-escolhas-certas>
- GREEN, D. G.; Sadedin, S. 2005: **Interactions matter – complexity in landscapes and ecosystems.** *Ecological Complexity* 2, 117-30
- GREEN, D. G.; Sadedin, S. **Interactions matter-complexity in landscapes and ecosystems.** Review. *Ecological Complexity* 2 (2005) 117–130
- GRIMM, V. 1999: **Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future?** *Ecological Modelling* 115, 129-48.
- GROOM, M. J. **Consequences of subpopulation isolation for pollination, herbivory, and population growth in *Clarkia concinna concinna* (Onagraceae).** *Bio. Conserv.* 100:55-63. 2001.
- GUSTAFSON, E. J.; Gardner, R. H. 1996. **The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization.** *Ecology* 77:94-107.

- GUSTAFSON, F. J. 1998. **Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?** - *Ecosystems* 1:143-156.
- HADDAD, N. M. 1999. **Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries.** – *Am. Nat.* 153:215-227.
- HADDAD, N.M.; Rosenberg, D.K.; Noon, B.R. 2000. **On experimental and the study of corridors: response to Beier and Noss.** *Conservation Biol.* 14, 1543-1545.
- HANSKI, I. 1999. **Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes.** – *Oikos* 87:209-219.
- HARRIS, L.D.; Atikins, K. 1991. **Faunal movement corridors in Florida.** In: Hudson, W.E. (Ed.), *Landscape Linkages and Biodiversity.* Islands Press, Washington, DC, pp. 117-134.
- HARRIS, L.D.; Scheck, J. 1991. **From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity.** In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors.* Surrey Beaty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 189-220.
- HAWKEN, P.; Lovins A .; Lovins L. H. **Capitalismo Natural. Criando a próxima revolução industrial.** Editora Cultrix Ltda.358p. 1999.
- HAY, J. **Comunicação em sala de aula.** 2005.
- HENKE-OLIVEIRA, C.; Santos, J.E. Áreas verdes e áreas públicas de São Carlos (SP): diagnóstico e propostas. In: Tundisi, J.G.; Yamamoto, Y.; Dias, J.A.K. (Org.). **São Carlos no 3º Milênio: perspectivas para o desenvolvimento sustentável.** São Carlos: Secretaria Municipal de Ciência e Tecnologia e Desenvolvimento Econômico, 2000.
- HILL, C. J. **Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rains forest insects.**-*Conserv. Biol.* 9: 1559-1566. 1995.
- HOCTOR, T. S. 2003. **Regional landscape analysis and reserve design to conserve Florida's biodiversity.** Ph.D. issertation. University of Florida, Gainesville.
- HOCTOR, T.S., Carr, M., Zwick, P.D., 1999. **Identifying a linked reserve system using a regional landscape approach: the Florida Ecological Network.** *Conserv. Biol.* 14 (4), 984–1000.
- HOLT. R. D. 1997. **From metapopulation dynamics to community structure – some consequences of spatial heterogeneity.** – In: Hanski, I. and Gilpin, M. (eds). *Metapopulation geology: ecology, genetics, and evolution.* Academic Press. pp. 149-164.
- HORN, H. S.; Shugart, H.H.; Urban, D.L. 1989: **Simulators as models of forest dynamics.** In Roughgarden, J., May, R.M. and Levin, S.A., editors. *Perspectives in ecological theory,* Princeton University Press, 256-67.
- HOVESTADT. T.; Poetchke, H.J.; Messner. S. 2000. **Variability in dispersal distance generates typical sucessional patterns: a simple simulation model.** *Oikos* 90:612-619.

- IBAMA. Instituto brasileiro do meio ambiente e dos recursos naturais renováveis. **Projeto de conservação e manejo sustentável dos ecossistemas presentes no corredor ecológico Guaporé/itenez-mamoré**. Coordenação de conservação de ecossistemas. Gerência Executiva do Estado de Rondônia. 2001.
- IBAMA. Legislação Federal. 2006.
Disponível em, http://www.ibama.gov.br/cnia/index.php?id_menu=66.
- IBAMA/SIUC. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. **Sistema de Informação das Unidades de Conservação**. Lista das Unidades de Conservação Federais (não inclui as RPPNs). Disponível em <http://www.ibama.gov.br>. 2002.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas**. www.inmet.gov.br. 15 de janeiro de 2006.
- JANZEN, D. 1986. **The eternal external threat**. – In: Soulé, M. E. (ed.), Conservation biology: the science of scarcity and diversity Sinauer Associates, pp. 286-303.
- JANZEN, D. H. **No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases**. – Oikos 42: 402-410. 1983.
- JIM, C.Y.; Chen, S.S. **Comprehensive greenspace planning based on landscape ecology principles in compact Nanjing City, China**. *Landscape and Urban Planning*, [SI] v. 998, p.1-22. 2003.
- JONGMAN, R.H.G., 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape Urban Plan.* 32, 169–183.
- JORGE, L.A.B., Garcia, G.J., 1997. **A study of habitat fragmentation in southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS)**. *Forest Ecology and Management* 98, 35-74.
- KASHIAN, D.M.; Turner, M.G.; Romme, W.H. 2005a. **Changes in leaf area and stemwood increment with stand development in Yellowstone National Park: relationships between forest stand structure and function**. *Ecosystems*. 8:48-61.
- KENT, M. 2006. **Numerical classification and ordination methods in biogeography**. *Progress in Physical Geography* 30.
- KESSELL, S.R. 1990: **An Australian geographical information and modelling system for natural area management**. *International Journal of Geographical Information Systems* 4, 333–62.
- KLINK, C. A.; Machado, R. B. **A conservação do Cerrado Brasileiro**. Megadiversidade. Volume 1. Nº 1. Julho 2005.
- KLOPATEC, J.M.; Gardner, R.H. Eds. 1999. **Landscape Ecological Analysis-Issues and applications**. Springer-Verlag. Nova York. 400p.

- KRUMMEL, J. R.; Gardner R. H.; Sugihara G.; O'Neill R. V.; Coleman P. R. **Landscape patterns in a disturbed environment**. *Oikos* 48:321-24.1987.
- KUMAR Jha M. ; Peiffer, S. **Applications of Remote Sensing and GIS Technologies in Groundwater Hydrology: Past, Present and Future**. BayCEER Publisher. Bayreuth, Germany. 2006. 201 pp.
- LACHOWSKI, H. M. et al. **Remote Sensing and GIS: their role in ecosystem management**. *Journal of Forestry*, v. 92, n. 8, p. 39-40, 1994.
- LANDAU, E.C. (2001). **Corredores ecológicos como paradigma inovador para a conservação da diversidade biológica: estudo de caso na Mata Atlântica do sul da Bahia**. Tese de doutorado PG-ECMVS da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- LATHROP JR., R. G.; Bognar, J. A. Applying GIS and landscape ecological principles to evaluate land conservation alternatives. **Landscape and Urban Planning**, v. 41, p. 27-41, 1998.
- LAURANCE, W. F.; Delani nica, P.; Laurance. S. G. *et al.* 2000. **Rainforest fragmentation kills big trees**. *Nature* 404:836.
- LAURENCE, W.F. 1991. **Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves**. *Biological Conservation*, Barking, 57:77-92.
- LEI 4771. **Código Florestal** - Data da legislação: 15/09/1965 - Publicação DOU, de 28/09/1965.
- LEVIN SA. 1992. **The problem of pattern and scale in ecology**. *Ecology* 73:1943-83.
- LINDENMAYER, D. B.; McIntyre, S.; Fischer, J. 2003. **Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use**. *Biol. Conserv.* 110:45-53.
- LINDENMAYER, D.B.; Nix, H.A. 1993. **Ecological principles for the design of wildlife corridors**. *Conservation Biol.* 7, 627-630.
- LIU, J.; Taylor, W.W. eds. 2002. **Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management**. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press. 480 pp.
- LOVEJOY, T.E. *et al.* 1997. **Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments**. P. 257-85 IN M. E. Soulé, Ed., *Conservation Biology: The science of scarcity*, Sinauer Associate, Sunderland, mass.
- LUCAS, O.W.R. **The design of forest landscapes**. New York: Oxford University Press. 1991. 391 p.
- LUDWING, J.A.; Wiens, J.A.; Tongway, D.J. 2000. **A scaling rule for landscape patches and how it applies to conserving soil resources in savannas**. *Ecosystems* 3:84-97.

- MARSH, W.M. 1997. **Landscape Planning: Environmental applications**. 3a edição. John Wiley. Nova York. 434p
- MARTINS, A . K. E.; Neto, A . S.; Martins, I.C.M.; Brites, R.S.; Soares, V.P. **Uso de um Sistema de Informações Geográficas para indicação de corredores ecológicos no município de Viçosa-MG**. Revista *Árvore*, Viçosa, v. 22, n.3, p.373-380. 1998.
- MARTINS, A.K.E.; Sartori Neto, A.; Martins, I.C.M.; Brites, R.S. Soares, V.P. **Metodologia Para Indicação de Corredores Ecológicos Por Meio de Um Sistema de Informações Geográficas**. IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos; SP.1998b.
- MARULLI, J. ;Mallarach, J. **A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area**.Landscape and Urban Planning 71 (2005) 243-262.
- MAULBY, E. **Ecosystems management**. England: Royal Holloway Institute for Environmentl Research, London University, 1998.
- MAZEROLLE, M. J.; Villard, M. A. 1999. **Patch characteristics and landscape context as predictors os species presence and abundance: a review**. – *Ecoscience* 6: 117-124.
- MCGRANAGHAN, M.; Wester, L. **Prototyping an herbarium collection mapping system**. In Proceedings of the 1988 ACSM-ASPRS Annual Convention. Amercian Society of Photogrammetry and Remote Sensing. Falls Church. Virginia. Vol. 5:232-238. 1988.
- Mcintyre, S.; Hobbs, R. 1999. **A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance, to management and research models**. – *Conserv. Biol.* 13: 1282-1292.
- MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. Agência CT.2007. Disponível em, <http://agenciact.mct.gov.br/index.php/content/view/22287.html>
- MELMAN, P.J.M., Verkaar, H.J., Heemsbergen, H., 1988. **The maintenance of road verges as possible ecological corridors of grassland species**. In: Schreiber, K.G. (Ed.), *Connectivity in Landscape Ecology*, Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. Munsterocher Geographische Arbeiten 29, Munster, Germany, pp. 131-133.
- MENDONÇA, R.C.; Felfilli, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Filgueiras, Taste Nogueira, P.E. 1998. Flora vascular do cerrado. Pp. 287- 556. In: M.S.& S.P. Almeida (Eds.) **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa- CPAC. Planaltina, DF.
- MERRIAM, G.; Saunders, D.A. 1993. **Corridors in restoration of fragmented landscapes**. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Ehrlich, P.R. (Eds.), *Nature Conservation 3: Reconstruction of Fragmented Ecosystems*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 71-87.
- MESQUITA, R. C. G., Delamônica, P. and Laurance, W. F. 1999. **Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonia forest fragments**. – *Biol. Conserv.* 91:129-134.

- MILARÉ, E. **Direito do meio ambiente**. Doutrina, Jurisprudência, glossário. 1280 p. Editora RT. 2007 São Paulo.
- MILDER, J. C.;Lassoie, J.P.;Bedford, B.L. **Conserving Biodiversity and Ecosystem Function through Limited Development: an Empirical Evaluation** Conservation Biology, Volume 22, No. 1, 70–79.2008
- MILLER, 1997. **Em busca de um Novo Equilíbrio: diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio de manejo biorregional**. Brasília, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 94p.
- MIRANDA, A. B. de; Teixeira, B. A. do N. **Indicadores para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário**. Engenharia Sanitária ambiental. V. 9. n. 4. 269-279p. out/dez.2004.
- MIRANDA, E. E. de. **A dinâmica das florestas no mundo**. Embrapa Monitoramento por Satélite. São Paulo. 2007. Disponível em, <http://www.desmatamento.cnpm.embrapa.br/>
- MLADENOFF, D.J.; White, M.A.; Pastor, J.; Crow, T.R. 1993. **Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes**. Ecol. Appl. 3:294-306.
- MMA/IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis/Ministério do Meio Ambiente. **Planejamento do Corredor de Gestão Biorregional da Zona Costeira do Pará**. Projeto básico. 2002
- MOILANEN, A.; Hanki, I. 2001. **The use of connectivity measures in spatial ecology**. – Oikos 95: 147-151.
- MOILANEN, A.; Neiminen, M. 2002. **Simple connectivity measures in spatial ecology**. – Ecology 83: 1131-1145.
- MONGABAY. Tropical Rainforest. **New Google Earth layer offers insight on global deforestation**. 2007. Disponível em, <http://www.mongabay.com/>
- MOREIRA, L. O. M.; Costa, H. F.; Silva, C. R. da; Rodrigues, A. P.; Resende, L.; Almeida, L. de.; Sá, M. A. M. de; Medeiros, L. C.; Santos, W. R. **SIG - Informações Sobre Recursos Hídricos do Estado de Goiás**. III Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste. 2004
- MUCHAILH, M. C. **Análise da paisagem visando á formação de corredores de biodiversidade**. Estudo de caso da porção superior da bacia do rio São Francisco Falso. Paraná. Dissertação. PPG-Engenharia Florestal. 2007.142p.
- MUELLER, C. C. **Situação atual da produção de informações sistemáticas sobre o meio ambiente**. Ci. Inf., Brasília, 21(1):p. 14-22, jan. abr. 1992.
- MÚGICA, M., de Lucio, J.V., Martíñez, C., Sastre, P., Atauri-Mezquida, J.A., Montes, C., 2002. **Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes**. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 124 p.

- MYERS, N., Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. *Nature* 403: 853-858.
- MYERS, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G. **Hotspots Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX-Conservation International. 1998.
- NAESSET, E. **Geographical information systems in longterm forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity; a review**. *Forest Ecology and Management* vol.93, p. 121-136, 1997.
- NAIDO, R.; Adamowicz, W.L. 2008. **Modeling Opportunity Costs of Conservation in Transitional Landscapes**. *Society for Conservation Biology. Conservation Biology* Volume 20. n. 2. 490-500p.
- NDUBISI, F.; DeMeo, T.; Ditto, N.D. 1995. **Environmentally sensitive areas: a template for developing greenway corridors**. *Landscape Urban Plannig* 33, 159-177.
- NETO, D. de C. V. **Corredores dendríticos em paisagem alterada: uma proposta metodológica**. Universidade Federal Fluminense. Centro de Estudos Gerais. Instituto de Geociências. PPG em Ciência Ambiental. Dissertação. 2006. 75p.
- NEWMARK, W. D. **The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania**. In: *Ambio*. v. 22(8), p. 500-504, 1993.
- NICHOLLS, C. I.; Parrella, M.; Altieri, M. A. 2001. **The effects of vegetational corridors on the abundance and dispersal of insect biodiversity within a northern California organic vineyard**. *Landscape Ecol.* 16: 133-146.
- NICHOLS, A.O.; Margules, C.R. 1991. **The design of studies to demonstrate the biological importance of corridors**. In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beaty and Sons Chipping Norton, Australia, pp. 49-61.
- NOSS, R.F. 1987. **Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox**. *Conservation Biol.* 1, 159-164.
- NOSS, R.F. 1993. **Wildlife corridors**. In: Smith, D.E., Hellmund, P.C. (Eds.). **Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas**. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, pp. 43-68.
- NUNES, G. M.; Souza Filho, C. R. de; Vicente, L.E.; Madruga, P.R. de A.; Watzlawick, L.F. **Sistemas de Informações Geográficas aplicados na implantação de corredores ecológicos na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí-Mirim (RS)**. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 3183-3189.
- O'NEIL, R.V., Gardner, R.H., Turner, M.G., 1992. **A hierarchical neutral model for landscape analysis**. *Landscape Ecol.* 7 (1), 55-61. Pino, J., Rodà, F., Ribas
- ODUM, E.P. **Relationships between structure and function in the ecosystem**. *Jap. J. Ecol.* 12(3):108.1968.

- OLIVEIRA, L.M.T.; Silva, E.; Brites, R.S.; Souza, A.L. **Utilização de um SIG para diagnóstico ambiental de fragmentos florestais, em nível de paisagem; IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.** SP. 1998.
- OPDAM, P.; Foppen R.; Vos C. 2002. **Bridging the gap between ecology.** *Landsc. Ecol.* 16:767-79.
- OTTENS, H. 1990. **The application of GIS in urban and regional planning.** In: Stillwell, J. (Ed.). *Geographic Information Systems for Urban and Regional Planning.* Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. p. 15-22.
- PALMER, M.A.; Swan C.M.; Nelson K.; Silver P.; Alvestad R. 2000. **Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches.** *Landsc. Ecol.* 15:563-76.
- PARKER, P.; Letcher, R.; Jakeman, A.; Beck, M.B.; Harris, G.; Argent, R.M.; Hare, M.; Pahlwostl, C.; Voinov, A.; Janssen, M.; Sullivan, P.; Scocimarro, M.; Friend, A.; Sonnenshein, M.; Barker, D.; Matejcek, L.; Odulaja, D.; Deadman, P.; Lim, K.; Lorocque, G. 2002. **Progress in integrated assessment and modelling.** *Environmental Modelling and Software.* 17, 209-17.
- PATIL, G. P.; Balbus, J.; Biging, G.; Jaja, J.; Myers, W.L.; Taillie, C. **Multiscale advanced raster map analysis system: definition, design and development.** *Environmental and Ecological Statistics* 11, 113-138. 2004.
- PAUSAS, J.; Austin, M.P.; Noble, I.R. 1997: **A forest simulation model for predicting Eucalypt dynamics and habitat quality for arboreal marsupials.** *Ecological Applications* 7, 921-33).
- PEARSON, S. M. 1993. **The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations.** *Landscape Ecol.* 8:3-18.
- PELLOW, D. N. **Social inequalities and environmental conflict.** *Horizontes Antropológicos.* Porto Alegre, ano 12, n. 25, p. 15-29, jan./jun. 2006.
- PEREIRA, R.A. **Mapeamento e Caracterização de Fragmentos de Vegetação Arbórea e Alocação de Áreas Preferenciais para sua Interligação no Município de Viçosa, MG.** 1999. 203f. Tese. PPG-Ciência Florestal –Faculdade de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.
- PERRY, G. L. W.; Enright, N. J. **Spatial modelling of vegetation change in dynamic landscapes: a review of methods and applications.** *Progress in Physical Geography* 30, 1 (2006) pp. 47-72.
- PERRY, G.L.W.; Enright, N.J. 2002. **Spatial modelling of landscape composition and pattern in a maquis-forest complex.** *Mont Do, New Caledonia. Ecological Modelling* 152, 279-302.
- PETIT, L.J.; Petit, D.R.; Martin, T.E. 1995. **Landscape-level management of migratory birds: looking past the trees to see the forest.** *Wildlife Soc. Bull.* 23, 420-429.

- PFAFSTETTER, O. **Classificação de Bacias Hidrográficas – Metodologia de Codificação**. Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), 1989, p. 19. Manuscrito não publicado.
- PIRES, P.C.M. **Desenvolvimento de uma metodologia de avaliação de riscos ambientais para apoiar a elaboração de planos de emergência**. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação. Dissertação. Universidade de Lisboa. 2005.
- PNRH. Plano Nacional de Recursos Hídricos. 2004. **Resumo do Processo de Elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Plano Nacional de Recursos Hídricos – 2004. Coordenação do Plano Nacional de Recursos Hídricos. GAP/DPE/SRH/MMA. Versão - outubro de 2004.
- PULLIAM, H.R. 1988. **Sources, sinks, and population regulation**. *Am. Naturalist* 132, 652-661.
- QUAMMEN, D. 1997. **The song of the Dodo: island biogeography in an age of extinction**. New York, Touchstone.
- RANKIN’N-DE-MERONA, J. M.; Alikely, D. D. **Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para a conservação “in situ” das mesmas na floresta tropical, Amazônia Central**. *Revista IPEF*, v. 35, p. 47-59, 1987.
- RATTER, J.A., S. Bridgewater, R. Atkison & J.F. Ribeiro. 1996 **Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado Vegetation**. II. Comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinburg Journal of Botany* 53: 153-180.
- RAVEN, P.H. et. Al. **Biologia Vegetal**. Sexta edição. Editora Guanabara. Rio de Janeiro, RJ. 2001.
- REID, E., Mortimer, G.N., Lindsay, R.A., Thompson, D.B.A., 1993. **Blanket bogs in great Britain: an assessment of large-scale pattern and distribution using remote sensing and GIS**. The 35th Symposium of the British Ecological Society with the Society for Conservation Biology. University of Southampton, pp. 223–246.
- RHEINHARDT, R. D.; McKenney-Easterling, M. Brinson, M. M.; Masina-Rubbo J.; Brooks, R. P.; Whigham, D. F.; O’Brien, D.; Hite, J. T.; Armstrong, B. K. **Canopy Composition and Forest Structure Provide Restoration Targets for Low-Order Riparian Ecosystems**. 2007. Society for Ecological Restoration International. *Restoration Ecology*.
- RITTERS, K.H.; O’Neill, R.V.; Hunsaker, C.T.; Wickham, J.D.; Yankee, D.H. *et al.* 1995. **A factor analysis of landscape pattern and structure metrics**. *Landsc. Ecol.* 10:23-40.
- RITTERS, K.H.; Wickham, J.D. O’Neill, R.V. Jones, K.B.; Smith, E.R. 2002. **Fragmentation of continental United States forests**. *Ecosystems* 5:815-22.
- ROCHA, C. C. da; Barros Silva, A. de; Nolasco, M. C.; Franca-Rocha, W. **Modelagem de Corredores Ecológicos em ecossistemas fragmentados utilizando Processamento Digital de Imagens e Sistemas de Informações Georreferenciadas**. Anais XIII

- Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 3065-3072.
- ROQUE DA SILVA, F. das N.; França, J. R. A. **Impacto da Duplicação de CO₂ no Clima Global Simulado por um Modelo de Circulação Geral da Atmosfera.** Anuário do Instituto de Geociências-UFRJ. Volume 27. 2004.
- ROSEMBERG, D.K.; Noon, B.R.; Meslow, E.C. 1995. **Towards a definition of biological corridor.** In: Bissonete, J.A., Krausman, P.R. (Eds.), Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future. The Wildlife Society, Bethesda, MD, pp. 436-439.
- RUSSELL, E. B. 1997. **People and the Land through time.** New Haven: Yale Univ. Press. 306 pp.
- SAITO, C. H.; Anjos, H. O dos; Cardoso, E.; Martins, C. A. ; Tanajura, E. V.; Santana, O. S.; Berlinck, C. N.; Santos, F. H.; Bensusan, N.; Gurgel-Gonçalves, R. . **Diagnóstico das Áreas Preservadas na Bacia do Alto Rio Maranhão.** Não publicado. 2003
- SANTOS, J. R. dos; Disperati, A. A.; Watzlawick, L.F. **Experiências Atuais do SR e SIG para Estudos Florestais.** Ambiência. Guarapuava, PR. v.2 p. 09-18. Edição Especial. 2006
- SAUSEN, T. M. **Sensoriamento Remoto e suas Aplicações para Recursos Naturais** São José dos Campos-SP. INPE 2004. Disponível em <http://www.dgi.inpe.br>.
- SCHAEFER, J.M., Brown, M.T., 1992. **Designing and protecting river corridors for wildlife.** Rivers 3, 14-26.
- SCHIPPERS, P., Verboom, J., Knaapen, J.P., van Apeldoorn, R.C., 1996. **Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with a GIS-based random walk model.** Ecography 19 (2), 97-106.
- SCHUELER, T.E. 1995. **Site Planning for Urban Stream Protection.** Center for Watershed Protection, Silver Spring, MD.
- SEGURADO, P.; Jesus, B. 1999. **Aplicação e Sistemas de Informação Geográfica nas diferentes fases de um estudo ecológico.** ESIG 99. Centro de Ecologia Aplicada. Universidade de Évora. Largo dos Colegiais. Évora, Portugal.
- SERAGELDIM, I. **Desenvolvimento sustentável: Da teoria `a prática.** Finanças e Desenvolvimento. Vol3, n.4. Dezembro, 1996.
- SHMIDA, A.; Ellner, S. 1984. **Coexistence of plant species with similar niches.** Vegetatio 58, 29-55.
- SHUGART, H.H. 1984. **A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models.** Springer-Verlag.
- SIEG. **Sistema Estadual de Estatística do Estado de Goiás.** 2004. Disponível em, <http://www.sieg.go.gov.br/>

- SILVA, P. A. **Classificação e codificação de bacias hidrográficas brasileiras segundo o método Pfafstetter, com uso de geoprocessamento.** Encontro de Las Aguas, 2, 1999, Montevideo. Proceedings. Montevideo, Uruguay: IICA, 1999. Disponível em: <http://www.iica.org.uy>.
- SIMBERLOFF, D.; Farr, J.A.; Cox, J.; Mehlman, D.W. 1992. **Movement corridors: conservation bargains or poor investments.** Conservation Biol. 6,493-504.
- SIMI, R. ; Simi J. R.; Neto, R. S. **Corredor Ecológico e Zoneamento Ambiental para criação de Unidade Territorial auxiliado por um SIG.** Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 5517-5524.
- SISK, T. D., Haddad, N. M. and Erhlich, P. R. 1997. **Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats.** – Ecol. Appl. 7: 1170-1180.
- SMITH, D.E., Hellmund, P.C., 1993. **Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas.** University of Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- SMITH, D.S.1993. **Greenway case studies.** Pages 161-208. In D. S. Smith, and P. C. Hellmund. Eds, Ecology of greenways. **Design and function of linear conservation areas.** University of Michigan Press. Ann Arbor.
- SNUC . **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.** Lei Federal. no 9.985. 18 de julho de 2000.
- SOULÉ, M.E.; Gilpin, M.E. 1991. **The theory of wildlife corridor capability.** In: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. (Eds.), Nature Conservation 2: The Role of Corridors. Surrey Beaty and Sons, Chipping Norton, Australia, pp. 3-8.
- SPIES, T.A.; Ripple, W.J.; Bradshaw, G.A. 1994. **Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscapes in Oregon.** Ecol. Appl. 4: 555-68.
- STAMPS, J. A .; Buechner, M.; Krishnan, V.V. 1987. **The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat.** – Am. Nat. 129: 533-552.
- STEFANES, M. **Estudo de caso: Utilização do satélite CBERS-2 para a caracterização da cobertura de solo na bacia do Rio Serrote, MS.** Dissertação. PPG-Tecnologias Ambientais. UFMS, Campo Grande - MS, dezembro de 2005. 94p.
- STEFFAN-DEWENTER, I., Munzenberg, U., Burger, C. *et al.* 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. Ecology 83: 1421_ 1432.
- STRITTHOLT, J. R.; Boerner, R. E. J. Applying biodiversity gap analysis in natural reserve design for the edge of Appalachia Ohio (USA). **Conservation Biology**, v.9, p.1492-1505, 1995
- SWETNAM, T.W.; Allen, C.D.; Betancourt, J.L. 1999: **Applied historical ecology: using the past to manage for the future.** Ecological Applications 9, 1189-206.

- TABARELLI, M.; Mantovani, W.; Peres, C. A . 1999. **Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeaster Brazil**. *Bio. Conserv.* 91:119-127.
- TAULEIGNE GOMES, C.; Sergio, C. **Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal**. *Biological Conservation*. 113:337-349. 2003.
- TEWKSBURY, J. J.; Levey, D. J.;Haddad, N.M. et al. 2002. **Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes**. *Proc. Natl Acad. Sci. SA* 99:12923-12926.
- THORNE, J.E., 1993. **landscape ecology: a foundation for greenway design**. In: Smith, D.E., hellmund, P.C. (Eds.), *Ecology of Greenways: Design and Function of Linear Conservation Areas*. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, pp. 23-42.
- TISCHENDORF, L.; Fahrig, L. 2001. **On the use of conectivity measures in spatial ecology**. A reply. *Oikos* 90:7-19.
- TISCHENDORF, L.; Irmiler, U.; Hingst, R. **A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids**. *Ecological Modelling*, v. 106, n. 2-3, p.107-118, Mar. 1998.
- TISCHENDORF, L; Fahrig, L. 2000a. **On the use of conectivity measures in spatial ecology**. *Oikos* 95:152-155.
- TISCHENDORF, L; Fahrig, L. 2000b. **How should we measure landscape connectivity ?** *Landscape ecology* 15: 633-641
- TOLEDO, P. E.N.;Ghilardi, A. A. **Custo de produção e rentabilidade do cultivo de seringueira no Estado de São Paulo**. *Informações econômicas*, SP, v. 30, n. 5, Maio, 2000. 6p.
- TROLL C. 1950. **Die geographisched Landschaft und ihre Erforschung**. *Studium Generale*. 3:163-81.
- TROY, A.; Wilson M. 2006. **Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer**. *Ecological Economics* 60: 435–449.
- TSOU, M. H. **Integrating Web-based GIS and image processing tools for environmental monitoring and natural resource management**. *Journal of Geographical Systems*. 6:155-174. 2004.
- TURNER, M.G. 2005. **Landscape ecology in North America: past, present and future**. *Ecology* 86:1967-74.
- URBAN, D.; Goslee, S.; Pierce, K.; Lookingbill, T. 2002. **Extending community ecology to landscapes**. *Ecoscience* 9:200-12.

- USDE. US. Departamento of Energy. Federal Energy Management Program and National Renewable Laboratory. **Greening Project Status Report: Yellowstone National Park.** A Doe National Laboratoy By ENSAR Group, Inc. NREL/EL. 710-29847. August, 2000.
- VALLADARES-PÁDUA, C.; Cullen Jr., L.; Pádua, S.M.; Ditt, E.H. **Combinando comunidade, conectividade e biodiversidade na restauração da paisagem no Pontal do Paranapanema como estratégia de conservação do corredor do rio Paraná.** In: Arruda, M.B.; Sá, L.F.S.N. (Org.) Corredores Ecológicos – Uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil. Brasília: Ed. IBAMA, 2004. p. 67-80.
- VAN DER SLUIS, T., H. Baveco, G. Corridore, H. Kuipers, F. Knauer, B. Pedroli, R. Jochems and J. Dirksen 2003. **Corridors for LIFE: Ecological network analysis Regione Abruzzo.** Alterra-report 697. Alterra. Green World Research. Wageningen, The Netherlands.
- VANDERMEER, J.; Carvajal, R. 2001. **Metapopulation dynamics and the quality of the matrix.** Am. Nat. 158:2211-220.
- VIANA, E. C.; Carvalho, R.M.M.A.; Oliveira, P. R. S. de.; Valverde, S.R.V.; Soares, T.S. **Análise técnico-jurídica do licenciamento ambiental e sua interface com a certificação ambiental.** R. Árvore, Viçosa-MG, v.27, n.4, p.587-595, 2003
- VICENS, R. et al. **Sensoriamento remoto e SIG como suporte ao desenvolvimento do subprojeto PROBIO "Conservação e Recuperação da Floresta Atlântica".** In: I. Garay e B. Dias. Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Vozes, 2001. p. 317-337.
- VIEIRA, S. **Como escrever uma tese.** São Paulo: Pioneira, 1991. 82p.
- VUILLEUMIER, S.; Prélaz-Droux, R. **Map of ecological networks for landscape planning.** Landscape and Urban planing 58 (2002) 157-170.
- WALKER, R., and L. Craighead. 1997a. **Analyzing wildlife movement corridors in Montana using GIS.** Environmental Sciences Research Institute. *Proceedings of the 1997 International ESRI Users Conference.*
- WALKER, R., Craighead, L. 1997b. **Least-cost-path analysis.** In: Proceedings of the 17th Annual ESRI International Users Conference on Analysing Wildlife Movement Corridors in Montana Using GIS. San Diego, CA.
- WALLACE, G. N.; Theobald, D.M.;Ernst, T.; King, K. **Assessing the Ecological and Social Benefits of Private Land Conservation in Colorado.** *Conservation Biology*, Volume 22, No. 2, 284–296. 2008
- WALTERS, C.; Korman, J.; Stevens, L.E.; Gold, B. **Ecosystem modeling for evaluation of adaptive management policies in the Grand Canyon.** Conservation Ecology. Retrieved 2 december 2005. Disponível em, <http://www.ecologyandsociety.org/vol4/iss2/art1/>.2000.

- WATZLAWICK L.F.; Disperati, A.A. Santos, J.R. **Experiências Atuais do SR e SIG para Estudos Florestais**. *Ambiência Guarapuava*, PR v.2 p. 09-18 Edição Especial 1 2006 ISSN 1808 – 0251
- WEAR, D.N.; Bolstad, P. 1998. **Land-use changes in southern Appalachian landscapes: spatial analysis and forecast evaluation**. *Ecosystems* 1:575-94.
- WEAR, D.N.; Turner, M.G.; Flamm, R.O. 1996. **Ecosystems management with multiple owners: landscape dynamics in a Southern Appalachian watershed**. *Edol. Appl.* 6:1173-88.
- WEIERS, S., M. Bock, M. Wissen, E G. Rossner. **Mapping and indicator approaches for the assessment of habitats at different scales using remote sensing and GIS methods**. *Landscape and Urban Planning*. 67:43-65. 2004.
- WELLS, T.C.; Sheail, J.; Ball, D.F.; Ward, L.K. 1976. **Ecological studies on the Porton Ranges: relationships between vegetation, soils and land-use history**. *J. Ecol.* 64:589-26.
- WHITE D.; Minotti PG.; Barczak MK.; Sifneos JC.; Freemark KE. 1997. **Assessing risks to biodiversity from future landscape change**. *Conserv. Biol.* 11:349-60.
- WIENS, J.A . 2002b. **Central concepts and issues of landscape ecology**. In: Gutzwiller, K. J. (ed), *applying landscape ecology in biological consevation*. Springer-Verlag, pp. 3-21.
- WIENS, J.A. 1989. **Spatial scaling in ecology**. *Func. Ecol.* 3: 385-397.
- WIENS, J.A. 2002a. **Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water**. *Freshwat. Biol.* 47:501-515.
- WILLIS, E.O. 1974. **Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado island, Panama**. *Ecol. Monographs* 44, 153-169.
- WILSON, E.O. 1988. **The current status of biological diversity**. In: Wilson, E.O. (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC.
- WITH, K. A .; Gardener, R. H. ; Turner, M.G. 1997. **Landscape connectivitiy and population distributions in heterogenous environments**. *Oikos* 78:151-169.
- WITH, K.A., Crist, T.O., 1995. **Critical thresholds in species response to landscape structure**. *Ecology* 76 (8), 2446–2459.
- WRI. World Resources Institute. 2005. **International Reporting of Land Use and Carbon Fluxes**. Disponível em, <http://www.wri.org/publication/content/7650>
- XAVIER DA SILVA, J. **Geoprocessamento e análise ambiental**. *Revista Brasileira de Geografia*. v.54, n.3, p.47-61. 1993.
- XAVIER-DA-SILVA, J. A. **Pesquisa ambiental no Brasil: uma visão crítica**. *Cad. Geociências*. Rio de Janeiro: n. 14:15-27, abr./jun. 1995.

ZAIDAN, R.T.; Silva, J.X. **Geoprocessamento aplicado ao zoneamento de áreas com necessidade de proteção: o caso do Parque Estadual do Ibitipoca – MG.** In: Silva, J.X. e Zaidan, R.T. (Org.) Geoprocessamento e Análise Ambiental: aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2004.